



Universidad de la Costa - CUC
Departamento de Civil y Ambiental

**MAESTRÍA DE INVESTIGACIÓN EN DESARROLLO SOSTENIBLE
MIDES**

**ESTIMACIÓN DE FUENTES DE MATERIAL PARTICULADO
ATMOSFÉRICO (PM₁₀ y PM_{2.5}) EN LA CIUDAD DE BARRANQUILLA,
COLOMBIA**

Autora: YULEISY PAOLA NÚÑEZ BLANCO

Barranquilla, Colombia
2019

Universidad de la Costa CUC
Departamento de Civil y Ambiental

**MAESTRÍA DE INVESTIGACIÓN EN DESARROLLO SOSTENIBLE
MIDES**

Trabajo de Grado para optar por el título de Magíster en Desarrollo Sostenible

**ESTIMACIÓN DE FUENTES DE MATERIAL PARTICULADO
ATMOSFÉRICO (PM₁₀ y PM_{2.5}) EN LA CIUDAD DE BARRANQUILLA,
COLOMBIA**

Autora: YULEISY PAOLA NÚÑEZ BLANCO

Tutor: Luis Felipe Silva
Cotutor: Ismael Luis Schneider

Línea de investigación: Gestión y Sostenibilidad Ambiental

Barranquilla, Colombia
2019

Nota de aceptación:

Firma del presidente del jurado

Firma jurado

Firma jurado

Dedicatoria

A Dios, mi familia y amigos.

Yuleisy Paola Núñez Blanco

Agradecimientos

A la Universidad de la Costa CUC, por contribuir en mi formación como profesional.

A mis mentores Ismael Schneider, Luis Silva, Paulo Artaxo y Omar Ramírez por brindarme su valioso tiempo y conocimiento e impulsarme a alcanzar la meta.

A mis profesores y compañeros de la Maestría en Desarrollo Sostenible (MIDES), por su disposición para transmitir nuevas ideas y tanta alegría.

A los que tengo en el cielo, gracias porque su luz permaneció intacta.

A mi familia y amigos quienes se mantuvieron apoyándome y dándome ánimos en este camino.

Resumen

La contaminación atmosférica se ha convertido en un problema de gran afectación en áreas urbanas debido a la creciente industrialización y urbanización. En este estudio, se cuantificó la contribución de fuentes de material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) en Barranquilla. Se efectuaron muestreos por períodos de 48 horas, en la Universidad de la Costa, con el equipo *Partisol 2000-iD* y filtros de teflón de 47 mm. Fueron determinados los elementos mayores y traza utilizando fluorescencia de rayos-X, especies iónicas con cromatografía iónica y Black Carbon (BC) con el método de reflectancia. El modelo *Positive Matrix Factorization (PMF)* estimó los aportes de fuentes emisoras el PM. La concentración promedio de PM_{10} fue $46,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $12,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $PM_{2.5}$. Los mayores aportes para PM_{10} fueron BC, Cl y Ca, para $PM_{2.5}$ fueron BC, S y Cl. Se obtuvieron fuentes similares para ambas fracciones de PM: *aerosol marino* (Cl y Na^+), *suelo resuspendido* (Al, Si, Ti, Fe) y *tráfico vehicular* (BC, Mn y Zn). Adicionalmente, el $PM_{2.5}$ estuvo asociado a dos fuentes mixtas: *combustión de combustible e industria de fertilizantes* (S, V, P, K^+ y SO_4^{2-}), y otra *fuentes secundarios y obras civiles* (Ca^{2+} y NO_3^-). El PM_{10} , también estuvo asociado a *obras civiles y suelo resuspendido* (Ti, Mn, Fe) así como a *industria metalúrgica* (S, Zn y Cu). Estos resultados son fundamentales para que se pueda conocer las fuentes que generan los mayores aportes y se puedan implementar estrategias de mejoría continua de la calidad del aire de la ciudad.

Palabras clave: Contaminación atmosférica urbano, Material Particulado, Composición química, fuentes de emisión, PMF

Abstract

Air pollution has become a major problem in urban areas due to increasing industrialization and urbanization. In this study, the source contribution of particulate material (PM₁₀ and PM_{2.5}) in Barranquilla was quantified. Samples were recolected for periods of 48 hours, at the Universidad de la Costa, with the Partisol 2000-*iD* equipment and 47 mm Teflon filters. Major and trace elements were quantified using X-ray fluorescence, ionic species with ion chromatography and black Carbon (BC) with the reflectance method. The *Positive Matrix Factorization* (PMF) model estimated the PM sources contributions. The average concentration of PM₁₀ was 46.6 µg/m³ and 12.0 µg/m³ for PM_{2.5}. The greatest contributions for PM₁₀ were BC, Cl and Ca, and for PM_{2.5} were BC, S and Cl. Similar sources were obtained for both PM fractions: marine spray (Cl and Na⁺), resuspended soil (Al, Si, Ti, Fe) and vehicular traffic (BC, Mn and Zn). In addition, PM_{2.5} was associated with two mixed sources: fuel combustion and fertilizer industry (S, V, P, K⁺ and SO₄²⁻), and a secondary source and civil works (Ca²⁺ and NO₃⁻). The PM₁₀ was also associated with civil works and resuspended soil (Ti, Mn, Fe) as well with the metallurgical industry (S, Zn and Cu). These results are fundamental to the knowledge about the sources that can have the greatest source contributions and strategies can be implement for the continuous improvement of the city's air quality.

Keywords: Urban air pollution, Particulate Material, Chemical composition, emission sources, PMF.

Contenido

Lista de Tablas y Figuras	10
1. Introducción.....	12
2. Objetivos.....	18
2.1. Objetivo general.....	18
2.2. Objetivos específicos	18
3. Estado del arte	19
4. Marco teórico.....	29
4.1. Material Particulado PM ₁₀ y PM _{2.5}	29
4.2. Fuentes de PM ₁₀ y PM _{2.5}	30
4.3. Composición química del PM ₁₀ y PM _{2.5}	32
4.4. Efectos en la Salud	34
4.5. Teoría Básica de fluorescencia de Rayos-X.....	35
4.6. Teoría básica de cromatografía iónica.....	38
4.7. Determinación de las concentraciones de Black Carbon.....	40
4.8. Modelos Receptores	41
5. Metodología	45
5.1. Área de estudio.....	45
5.2. Muestreo y determinación de las concentraciones del PM ₁₀ y PM _{2.5}	47
5.3. Caracterización química de las muestras de PM ₁₀ y PM _{2.5}	51
5.4. Estimación de la contribución de las fuentes	56
5.5. Análisis estadísticos	58

5. Resultados.....	59
6.1. Concentraciones de PM ₁₀ y PM _{2.5}	59
6.2. Condiciones de la dirección y velocidad del viento.....	62
6.3. Caracterización química del material particulado.....	63
6.4. Cierre de masas para el PM ₁₀ y PM _{2.5}	66
6.5. Contribución de fuentes de PM ₁₀ y PM _{2.5}	67
7. Conclusiones.....	83
8. Recomendaciones	85
9. Referencias	86

Lista de Tablas y Figuras

Tablas

Tabla 1. Límites de detección para el instrumento EDXRF Epsilon 5.....	54
Tabla 2. Condiciones operativas para la determinación de Ca^{+2} , K^+ , Mg^{+2} y Na^+ por ICP-OES y Cl^- , NO_3^- y SO_4^{-2} por CI.....	55
Tabla 3. Incertidumbres consideradas en el modelo PMF.....	58
Tabla 4. Concentraciones medias ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), desviación estándar, máximos y mínimos para los elementos químicos asociados al $\text{PM}_{2.5}$ y PM_{10}	64
Tabla 5. Matriz de correlación de Spearman para PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$. Las correlaciones en rojo corresponden a PM_{10} y en negro a $\text{PM}_{2.5}$	76
Tabla 6. Matriz de correlación de Spearman entre las concentraciones de PM y las variables meteorológicas, Las correlaciones en rojo corresponden a PM_{10} y en negro a $\text{PM}_{2.5}$	77
Tabla 7. Comparación de las concentraciones de PM y elementos químicos obtenidos en este estudio con otras investigaciones.....	81

Figuras

Figura 1. Dimensiones del material particulado comparado con una hebra de cabello y un grano de arena. (EPA,2010).....	30
Figura 2. Fuentes de emisión de contaminantes atmosféricos. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2019).....	31
Figura 3. Deposición de PM en el Sistema Respiratorio. Fuente: (Andalucía, 2003)	35
Figura 4. Fundamentación teórica de la Fluorescencia de Rayos-X. Fuente: (UNED, 2001).....	36
Figura 5. Proceso en que las partículas emiten rayos-x por fluorescencia a). irradiación de partículas b) electrón excitado por fuera de la muestra c) emisión de rayo-x secundario cuando la partícula es agarrada por otro electrón. Fuente: (Arana & Artaxo, 2014)	37
Figura 6. Esquema del gradiente del Buffer con contraiones cargados negativamente. Se presenta un gráfico con el poder de elusión (Fuerza iónica) y el porcentaje de proteína eluída, que muestra una gradiente directamente proporcional. Fuente: (Paull & Nesterenko).....	39

Figura 7. Funcionamiento de un espectrofotómetro de reflectancia. Fuente: (Jerónimo, 2012)

..... 41

Figura 8. Área de Estudio 46

Figura 9. Muestreador del material particulado atmosférico ($PM_{2.5}$ y PM_{10})..... 48

Figura 10. Procedimiento gravimétrico para obtención de las masas de PM. 49

Figura 11. Imagen de la microbalanza utilizada en esta investigación..... 49

Figura 12. Estación meteorológica utilizada en este estudio 51

Figura 13. Esquema general del principio de funcionamiento de análisis por fluorescencia de rayos-X. Fuente: (Arana & Artaxo, 2014) 52

Figura 14. Espectrómetro de fluorescencia de rayos-X modelo Epsilon 5 (PANalytical). (1)

Tubo de rayos-X Sc/W de alto voltaje; (2) trayectoria óptica con geometría tridimensional; (3)

Objetivos secundarios para una mejor condición de excitación de la muestra..... 53

Figura 15. Reflector del sistema de difusión para la medición de Black Carbon equivalente.

Fuente: (Damasceno, 2009) 56

Figura 16. Serie temporal de las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en la ciudad de Barranquilla para el año 2018. 60

Figura 17. Rosa de los vientos correspondiente al año 2018 en la ciudad de Barranquilla 62

Figura 18. Cierre de masas del material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) 67

Figura 19. Perfiles de fuentes identificados para las muestras de $PM_{2.5}$. Masa de cada especie asignada al factor (barra azul, eje izquierdo) y el porcentaje de cada especie asociado al factor (cuadrado rojo, eje derecho). 71

Figura 20. Aporte de la contribución de cada fuente (concentración en $\mu g/m^3$ y %) a las concentraciones de $PM_{2.5}$ 72

Figura 21. Perfiles de fuentes identificados para las muestras de PM_{10} , Masa de cada especie asignada al factor (barra azul, eje izquierdo) y el porcentaje de cada especie asociado al factor (cuadrado rojo, eje derecho). 74

Figura 22. Aporte de la contribución de cada fuente (concentración en $\mu g/m^3$ y %) a las concentraciones de PM_{10} 74

1. Introducción

La contaminación atmosférica se ha convertido en uno de los principales problemas para la vida cotidiana, especialmente en las grandes urbanizaciones (Valencia et al., 2010; Echeverri et al., 2008; Simioni, 2003). Entre los principales contaminantes del aire, se encuentra el material particulado, este corresponde a las partículas de cualquier sustancia, a excepción del agua pura, presente en la atmósfera en estado sólido o líquido bajo condiciones normales y cuyo tamaño se considera que está comprendido entre los $0,002\ \mu\text{m}$ y los $100\ \mu\text{m}$ de diámetro (González, 2012).

Este contaminante puede formarse a partir de fuentes naturales y antropogénicas, así como, a partir de emisiones directas o por procesos secundarios en la atmósfera. Las principales fuentes antropogénicas, en especial en áreas urbanas, corresponden al tráfico vehicular, las actividades industriales y el aumento de obras civiles (Nasibeh et al., 2018). Considerado el origen natural, las principales fuentes corresponden a erupciones volcánicas, tormentas de arena, aerosoles marinos, etc. (Maldonado, 2012). Igualmente pueden ser emitidas de manera directa, como una partícula primaria o por formación de partículas secundarias a partir de otros precursores gaseosos en la atmósfera (IPCC, 2013).

En general las partículas son subdivididas en fracciones correspondientes a su diámetro aerodinámico. De acuerdo a sus fracciones, las partículas finas “PM_{2.5}”, o sea, aquellas con diámetro $\leq 2,5\ \mu\text{m}$, se emiten principalmente por la actividad del tráfico ya sea de forma directa como PM primario por los vehículos (por ejemplo, carbono elemental en motores diésel) o se forman al entrar en contacto el aire con los gases de combustión. Otra fuente importante es la quema de biomasa, sea para usos industriales en calderas o para actividades agrícolas (Aluanlli, 2008).

La fracción gruesa “PM₁₀”, o sea, aquellas partículas con diámetro $\leq 10 \mu\text{m}$, proviene principalmente de fuentes antropogénicas como las actividades de construcción, las industriales, polvo resuspendido y los procesos mecánicos, entre otros (Lenschow et al., 2010). De esta manera, estas partículas pueden ser emitidas a partir de múltiples fuentes al tiempo y la única manera de estimar y/o conocer la contribución de cada una de las fuentes indicadas es a partir de la caracterización química de este contaminante. La información química es esencial para que se pueda implementar medidas de gestión ambiental, poder controlar la contaminación atmosférica por PM y mitigar los impactos (Ministerio de Ambiente Vivivenda y Desarrollo Territorial, 2010).

Los principales componentes asociados al material particulado son especies orgánicas (elementos carbonosos en general), especies inorgánicas (por ejemplo, metales, nitratos, sulfatos, sal marina), especies minerales (elementos mayores como el Al, Fe, Si, entre otros) y Black Carbon (BC, tipo de material carbonoso formado a partir de la combustión incompleta de combustibles fósiles o biomasa). El polvo, la sal marina y el BC se introducen en la atmósfera como partículas primarias, mientras que los sulfatos y nitratos se producen secundariamente en la atmósfera. El componente orgánico del aerosol atmosférico (Aerosol Orgánico - AO) tiene fuentes primarias y secundarias, pero se forma principalmente de manera secundaria en la atmósfera, constituyendo el llamado aerosol orgánico secundario (Arana, 2014). Las abundancias relativas de estos componentes varían ampliamente, espacial y temporalmente por la naturaleza de las fuentes.

Actualmente, la contaminación del aire es uno de los factores en estado de alerta debido a que esta problemática está asociada a la afectación en la salud humana y a el medio ambiente (European Environment Agency , 2008). Algunas investigaciones actuales tienden a centrarse en

la fracción $PM_{2.5}$ debido a sus mayores implicaciones en la salud (desde enfermedades pulmonares obstructivas hasta potencial daño inflamatorio) y porque la mayoría de las fuentes de emisión antropogénica generan partículas principalmente en este rango de tamaño. Pero la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos – USEPA (en inglés, *United States Environmental Protection Agency*) está evaluando actualmente el establecimiento de estándares separados para PM fina y gruesa. Por lo tanto, la fracción más gruesa del aerosol ($PM_{2.5-10}$) también debe tomarse en consideración. Esto no implica que la fracción de PM_{10} sea inocua, como concluyeron expertos de la (OMS, 2005) ya que altas concentraciones de este contaminante están asociadas a un aumento en el número de enfermedades respiratorias y cardiovasculares, así como de los casos de personas que mueren. Sin embargo, estos efectos son dependientes del sitio de exposición, del tiempo a la exposición y de la composición química del contaminante al que esté sometido el ser humano (Health Effects Institute, 2017).

De esta manera, la caracterización química del PM es muy importante para los estudios epidemiológicos ya que, al identificar las fuentes de emisión, se pueden establecer medidas de mitigación más contundentes, logrando reducir la contaminación y garantizar un entorno más saludable y el bienestar de las personas (Weifeng Wang, 2017). En algunas regiones como en países en vías de desarrollo, debido a la escasez de datos de medición y caracterización química de PM, no les ha sido posible obtener esta información, convirtiéndose en foco de investigación para la comunidad científicas (Amato et al., 2018). Para ello, los estudios de distribución de fuentes son indispensables cuando se intenta identificar fuentes de PM y cuantificar sus contribuciones químicas.

Los modelos receptores multivariados son herramientas muy populares para este tipo de estudios. Dichos modelos se han utilizado para identificar y cuantificar fuentes de PM en todo el

mundo (Bartzis et al., 2019; Bhuyan et al., 2018; Wu et al., 2018; Farahmandkia et al., 2017; Scerri et al., 2016; Vallius et al., 2003).

El Positive Matrix Factorization (PMF) es un modelo capaz de observar factores asociados a las fuentes de PM sin conocimiento previo de las mismas (Police, Sahu, Tiwari, & Pandit, 2018). Este es un modelo receptor basado en factores en un ajuste de mínimos cuadrados ponderados de los datos de observación para la identificación de los resultados óptimos del factor/fuente. El modelo PMF juega un papel importante y se usa como una herramienta para identificar las fuentes de PM del aire ambiente y cuantificar sus contribuciones respectivas, especialmente en las áreas urbanas industrializadas altamente contaminadas (Bartzis et al., 2019; Cesari et al., 2018; Elustondo et al., 2018; Rugeles Ahumada & Silva Tibabija, 2017; Reff, Eberly, & Bhave, 2007). Sin embargo, esta herramienta ha sido aplicada muy poco para evidenciar el efecto de las medidas de mitigación en las concentraciones de PM ambiental (Li et al., 2018).

Actualmente, a nivel nacional se conocen algunas investigaciones relacionadas con la evaluación de la calidad de aire y la estimación de fuentes (Pachón et al., 2018; Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018; Vélez-Pereira & Vergara, 2013; Alexander Valencia et al., 2010; Echeverri Londoño & Maya Vasco, 2008), todavía ninguna de ellas fue desarrollada en la ciudad de Barranquilla. Debido a esto, de acuerdo con el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2017), obtener información de las fuentes de contribución, su composición química, además de su relación con el comportamiento de las variables meteorológicas, la concentración de contaminantes en el aire, el tiempo de exposición a dichas concentraciones y las características del receptor, son de gran importancia para determinar si el aire del país se encuentra contaminado o no. Estos datos deben ser fiables, válidos y

actualizados, para adquirir información sobre las condiciones en que se encuentra la calidad del aire la cual, no sólo brindará relación con la toma de decisiones científicas, sino también con el desarrollo a largo plazo, alertas tempranas y nuevas políticas medioambientales que ayuden a mitigar y controlar los procesos de contaminación contribuyendo al cumplimiento de los objetivos del desarrollo sostenible (Yang & Wang, 2017).

La región de Barranquilla actualmente no cuenta con registros históricos que permitan establecer una relación de emisiones de contaminantes atmosféricos con la calidad del aire de la ciudad. Esto implica en la dificultad para tomar medidas preventivas y/o correctivas debido a que hay poca información de estos parámetros en la ciudad y la fuente que los está generando. Barranquilla ha estado estrechamente relacionada con su actividad industrial y portuaria, impulsada por el comercio, atrayendo una gran cantidad de inversiones en los últimos años propiciando un desarrollo urbano y de infraestructura. La ciudad ostentaba el tercer lugar nacional en términos de industria y el primero en la región Caribe (Otero, 2011) lo que es bueno para un crecimiento económico, pero desfavorable para el aspecto ambiental, debido a que ha habido un aumento exponencial de las fuentes de emisión en la ciudad, causando cambios bruscos en el entorno y el bienestar de la comunidad.

Consecuentemente, en este contexto, queda evidenciada la necesidad de realizar un estudio con capacidad técnica y analítica, de manera a evaluar las concentraciones del material particulado atmosférico, los elementos químicos asociados a estas partículas y cuantificar la contribución de las fuentes, sean ellas naturales y/o antropogénicas. Además de eso, es necesario conocer su comportamiento respecto a las variables meteorológicas, lo que contribuye significativamente a este problema de contaminación, y así poder establecer criterios para la

mitigación y control de la contaminación atmosférica de la ciudad de Barranquilla. Todo esto para dar respuesta a la siguiente pregunta problema:

¿Cuáles son las fuentes de material particulado atmosférico (PM_{10} y $PM_{2,5}$) en la ciudad de Barranquilla y cuál es la contribución de cada una de ellas?

2. Objetivos

2.1.Objetivo general

Cuantificar la contribución de las fuentes de material particulado atmosférico (PM_{10} y $PM_{2.5}$) en la ciudad de Barranquilla.

2.2.Objetivos específicos

- Determinar la concentración del material particulado atmosférico (PM_{10} y $PM_{2.5}$) en el área de estudio.
- Caracterizar el material particulado (PM_{10} y $PM_{2.5}$) tanto para elementos mayores, como para elementos trazas, cationes y aniones.
- Asociar los diferentes componentes químicos a las fuentes locales de contribución de material particulado atmosférico (PM_{10} y $PM_{2.5}$), utilizando un modelo receptor.

3. Estado del arte

La contaminación del aire puede definirse como el proceso en que las sustancias resultantes de actividades antrópicas y/o naturales, estén presentes en la atmosfera en concentraciones superiores a los niveles permisibles establecidos por las normativas. Cuando estos niveles de contaminantes son muy altos, pueden incluso producir efectos negativos en la salud de los seres humanos, plantas, animales y materiales (Damasceno, 2009).

De acuerdo a la Organización Panamericana de la Salud (OPS, 2005), el contaminante atmosférico más relevantes para la salud es el material particulado (PM) con un diámetro de 10 micras o menos, incluyendo las fracciones de PM₁₀ y PM_{2.5}. Estas partículas pueden penetrar profundamente en los pulmones e inducir la reacción de la superficie y las células de defensa, lo que está causando gran preocupación para muchas grandes aglomeraciones urbanas, ya que éstas son consideradas como las principales fuentes de contaminación atmosférica a nivel mundial (Zárate, Belalcázar, Clappier, Manzi, & Van den Bergh, 2007). Además de eso, debido a los constantes y crecientes procesos de urbanización e industrialización de las ciudades, es probable que este problema se torne aún más importante en el futuro (Schneider et al., 2017).

La relación entre partículas y posibles impactos en la salud es muy estrecha. La mayoría de los criterios y objetivos relacionados con la salud se basan actualmente en la exposición a una concentración de masa específica de partículas para fracciones de tamaño determinado. Ésta variable es clave, pero además de esto, también la composición química de las partículas es una característica importante para determinar los posibles impactos en la salud de la comunidad los cuales, han sido el tema de considerable investigación en los últimos años (Agranovski et al., 2016). Sin embargo, en la mayoría de estos contaminantes su composición puede variar según sus fuentes. Es por esto que, la información química es esencial para comprender las

características de las partículas en el aire y controlar eficazmente la contaminación atmosférica (Xue, Kikumoto, Li, & Ooka, 2018).

Según la información disponible, a nivel mundial, el tráfico vehicular contribuye con el 25% de la contaminación del aire ambiente urbano por $PM_{2.5}$, el 15% por actividades industriales, el 20% por la quema de combustible doméstico, el 22% de fuentes no especificadas de origen humano y el 18% de origen natural (Karagulian et al., 2015). Sin embargo, los registros de distribución de fuentes disponibles muestran heterogeneidades importantes en las categorías de fuentes evaluadas en ciertos países/regiones. Para reducir la contaminación del aire en las ciudades y la importante carga de enfermedad que causa, se deben buscar con urgencia soluciones para reducir de manera sostenible las concentraciones de PM ambiental (Karagulian et al., 2015).

En los últimos años, la contaminación del aire y los estudios de distribución de fuentes han sido un campo de investigación en crecimiento en toda China, en especial debido a la gran problemática que todo el país sufre debido a los altos niveles de contaminantes atmosféricos. Por medio de inventarios de emisiones a nivel regional y municipal y estudios de distribución de fuentes, por ejemplo, han desarrollado y utilizado herramientas para respaldar modelos y políticas de calidad del aire para reducir los niveles de contaminación (Zhu et al., 2018). Como China es un territorio con clima y entorno muy variable, estos estudios han permitido obtener la concentración por PM en diferentes regiones. Sin embargo, sus métodos de selección de distribución y contribución de fuentes son similares, en general, obtenidos con los modelos Matriz Factorial Positiva (PMF), Balance de Masa Química (CMB) y Análisis de Componentes Principales (PCA). Desarrollando estos estudios en diferentes regiones del país, lograron identificar y compilar las principales fuentes de PM en China. Aunque la comparación directa de

los diferentes métodos aplicados para diferentes episodios y en diferentes estudios puede conducir a altas incertidumbres en la estimación de la contribución de las fuentes, todavía proporciona información valiosa sobre la importancia relativa de los diferentes orígenes de la contaminación. Gracias a todos esos estudios (Hao et al., 2018; Wang et al., 2018; Wu et al., 2018; Zhou et al., 2018; Chen et al., 2017; Shi et al., 2017; Gao et al., 2016; Li et al., 2016; Ma et al., 2016; Qiao, Zhao, Xiu, & Yu, 2016; Song, Yang, Shao, Fan, & Liu, 2016; Tan, Duan, Zhen, He, & Hao, 2016; Jun Tao et al., 2016; Yao et al., 2016; Fang, Zhong, & Cai, 2015), fueron observados con frecuencia siete categorías principales de fuentes: (1) polvo, (2) combustión de combustibles fósiles, (3) emisión de transporte, (4) quema de biomasa, (5) emisión industrial, (6) Aerosoles Inorgánicos secundarios (incluidos sulfato, nitrato y amoníaco) y (7) Aerosoles Orgánicos secundarios.

Ahora bien, no solo en China han cuantificado la contribución de las fuentes de contaminación por material particulado atmosférico. En Asia Meridional, también han realizado estudios de estimación de fuentes por medio de modelos receptores, en áreas urbanas e industrializadas. En diferentes estudios fueron recolectadas muestras de PM_{10} y $PM_{2.5}$, analizados los elementos químicos asociados y por medio PMF identificaron las fuentes como tráfico, combustión de combustibles y carbón, suelo resuspendido, quema de biomasa y contaminantes industriales (Police et al., 2018; Taghvaei et al., 2018; Farahmandkia et al., 2017). En Delhi, India también se realizó la distribución de las fuentes en un área urbana mediante las partículas de PM_{10} (Jain, Sharma, Mandal, & Saxena, 2018) empleando tres modelos receptores: PMF, análisis de componentes principales (PCA) con puntajes absolutos de componentes principales (PACP) y UNMIX. Todos estos modelos utilizaron la composición química de carbono orgánico y carbono elemental, iones inorgánicos y oligoelementos. El

modelo UNMIX arrojó cinco fuentes: polvo de suelo, emisiones vehiculares, aerosoles secundarios y una fuente mixta de quema de biomasa y sal marina. El modelo PCA/PACP también incluyó cinco fuentes de las cuales dos eran mixtas y el PMF arrojó siete fuentes individuales: polvo de suelo, emisiones vehiculares, aerosoles secundarios, quema de biomasa, sal marina, emisiones industriales, y combustión de combustibles fósiles.

Desde otra perspectiva geográfica, en Europa, controlar el Material Particulado se ha convertido en un desafío para las autoridades competentes. Se han establecido estrategias para la reducción de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos, las cuales requieren información cuantitativa y cualitativa sobre la estimación de las concentraciones de los contaminantes atmosféricos. Sin embargo, a pesar de las considerables mejoras logradas en las últimas décadas, la contaminación por PM, especialmente, sigue siendo responsable de miles de muertes prematuras y del aumento de muchas patologías cada año en Europa, especialmente en áreas urbanas (Gozzi, Ventura, Marcelli, & Lucci, 2017). Además, las estaciones de monitoreo fijas tienden a ser poco eficientes a la hora de recolectar los datos, limitándose la información y modelación de los contaminantes.

En este sentido, varios estudios han desarrollado mediciones móviles con dispositivos compactos y con alto rendimiento (Fernando Gozzi, Della Ventura, & Marcelli, 2016; Van den Bossche et al., 2015; Levy, Mihele, Lu, Narayan, & Brook, 2014). Actualmente, ya existen instrumentos con mejor tecnología para monitorear en tiempo real (Pramod & Baron, 2011), incluso hasta obtener información por medio de sensores remotos a bajo costo (Heimann et al., 2015), permitiendo monitorear el PM en simultaneo en más locales, y, de esta manera, conocer mejor la contribución de las fuentes en este continente.

En lo que se refiere a la caracterización química del material particulado atmosférico, muchos estudios han sido desarrollados en los últimos años en diferentes partes de Europa (Cesari et al., 2018; Manousakas et al., 2018; Aldabe et al., 2011; Viana, Querol, Alastuey, Gil, & Menéndez, 2006). En estas investigaciones se determinaron los niveles de PM_{10} y $PM_{2.5}$, además de la caracterización química de CO/CE por método termo óptico, concentraciones de iones por cromatografía iónica y concentraciones de metales por medio de fluorescencia de rayos-X. Por su parte, también se han realizado estudios para determinar las emisiones de fuentes específicas, de acuerdo al tipo de industria, por ejemplo, en el cual evaluaron las concentraciones de PM mediante espectrometría de emisión con plasma acoplado inductivamente (ICP-AES), analizando elementos mayoritarios, y con espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) para elementos traza (Li et al., 2018; Alastuey, Mantilla, Querol, & Rodríguez, 2000).

En Norte América también ha sido de gran interés estudiar las fuentes principales de contaminación del aire debido a que estas fuentes igualmente están asociadas a las afectaciones climáticas (Hadley, 2017). Las especies carbonáceas como el Black Carbon (BC) y el carbono orgánico (CO) constituyen una porción significativa de la masa de aerosoles atmosféricos en zonas urbanas y rurales de los Estados Unidos (Lowenthal, El-Zanan, Zielinska, Chow, & Kumar, 2004). En muchos estudios, incluso han realizado pruebas a las partículas finas para evaluar las especies iónicas, elementales, orgánicas, carbono orgánico y carbono elemental con enfoques de determinar las concentraciones de estos elementos y reconocer puntualmente las fuentes de emisión (El-Zanan, Zielinska, Mazzoleni, & Hansen, 2009; Kirchstetter, Aguiar, Tonse, Fairley, & Novakov, 2008; Fine, Cass, & Simoneit, 2004).

Por su parte, en América Latina y el Caribe la contaminación del aire también se ha convertido en una de las principales preocupaciones de la salud pública en muchas ciudades, donde las concentraciones de partículas y de otros contaminantes exceden las normas nacionales de calidad del aire. La exposición a los diferentes tipos y concentraciones de contaminantes que frecuentemente se encuentran en las zonas urbanas se ha relacionado con un aumento de riesgo de mortalidad y morbilidad debido a una variedad de condiciones (OPS, 2005).

Ahora bien, en la gran mayoría de los países de América Latina y América del Sur, los inventarios globales de emisiones (IE) a menudo se utilizan para modelar la calidad del aire, pero varios estudios han señalado algunas lagunas en comparación con los inventarios nacionales/regionales que incurren en errores en la interpretación de los resultados (Madrado et al., 2018). Es por esto que la caracterización química tanto en áreas rurales y urbanas es importante para determinar la distribución de fuentes. En Cuba, por ejemplo, caracterizaron químicamente el material particulado PM_{10} en un sitio urbano y rural para determinar la distribución de las fuentes locales y de larga distancia (Morera-Gómez, Elustondo, Lasheras, Alonso-Hernández, & Santamaría, 2018). Estos encontraron importantes contribuciones de materia mineral, carbono total y compuestos inorgánicos secundarios en la región.

También en Latinoamérica, en el norte de la ciudad de México, estudios como los de Canales-Rodríguez, Quintero-Núñez, Castro-Romero, & García-Cuento (2014) y Mugica et al. (2009) también determinaron la composición química por medio de la cuantificación de carbono orgánico y elemental, iones solubles y análisis elemental utilizando ICP-AES e ICP-MS. Además, estimaron las contribuciones de las fuentes por medio del modelo receptor de balance de masa químico (CMB).

En Brasil, Bruno et al. (2004) realizó simulaciones de distribución de fuentes en Material particulado PM_{10} y $PM_{2.5}$ para la ciudad de Sao Carlos, además de caracterizar químicamente el material particulado por FRX y para carbono total. Las estimaciones de contribución de las fuentes se realizaron con el modelo de receptor de balance de masa químico (CMB), con los perfiles de fuentes tomados y adaptados de la literatura. En otro estudio, Galvão et al. (2019) proponen un nuevo enfoque de PMF mediante el uso de especies químicas inorgánicas y orgánicas y la direccionalidad de los contaminantes mediante la rosa de viento. Sus resultados arrojaron que las fuentes principales fueron carbono elemental (CE) y carbono orgánico (CO) para fuentes vehiculares; cloruro (Cl) y sodio (Na) para sal marina; hierro (Fe) para fuentes industriales. Esta asociación fue posible mediante la identificación de la direccionalidad de las especies químicas (de Oliveira Alves et al., 2015). En la investigación desarrollada por Arana & Artaxo (2014), determinaron la composición elemental del aerosol atmosférico (PM_{10} y $PM_{2.5}$) en la cuenca amazónica central, la caracterización química utilizó FRX para la composición elemental y reflectancia óptica para estimar los niveles de BC. Con el modelo receptor PMF lograron estimar la contribución de las fuentes de PM. Igualmente en Brasil fueron desarrolladas investigaciones enfocadas apenas en las fuentes móviles, evaluando la exposición y efectos asociados a la salud proveniente de dicha fuente (Carvalho et al., 2018; Damasceno, 2009).

Algunos estudios desarrollados en diferentes áreas urbanas de Argentina, utilizaron un detallado inventario de emisiones y la evaluación del impacto de tales emisiones (López et al., 2011; Puliafito, Castro, & Allende, 2011; D'Angiola, Dawidowski, Gómez, & Osses, 2010). Estas investigaciones incluyen mediciones de las emisiones directas e indirectas de fuentes móviles, emisiones de fuentes industriales, emisiones fugitivas de carreteras sin pavimentar y producción de polvo desde calles destapadas. También en otro estudio, en Santiago de Chile se

recolectaron muestras de PM_{10} y $PM_{2.5}$ que fueron caracterizadas químicamente por fluorescencia de rayos-X (Aluanlli, 2008). Igualmente complementaron el monitoreo ambiental con la caracterización de carbono orgánico y carbono elemental. El muestreo se realizó en temporada cálida y de invierno, siendo la información analizada con el modelo receptor PMF para identificar la contribución de las diferentes fuentes locales. Las concentraciones de $PM_{2.5}$ fueron asociadas principalmente a fuentes de transporte, combustión de biomasa, sulfatos y una fuente rica en arsénico. Para la fracción gruesa, las principales fuentes fueran el transporte, sulfatos, una fuente rica en arsénico, una fuente regional que incluye aerosol marino y polvo construcción.

Además de los países mencionados anteriormente, durante los últimos años, en Colombia también se ha dado a la tarea de cuantificar el impacto asociado a la contaminación ambiental e identificar a los principales contribuyentes a este fenómeno (Valencia et al., 2010). La gestión de la contaminación en los centros urbanos, especialmente la relacionada con aire, agua y suelo, impone enormes retos para la sociedad. El actual modelo de desarrollo económico de Colombia, con patrones insostenibles de producción y consumo, ocasiona contaminación con altísimos costos para la sociedad, además de generar afectaciones a la salud de las personas y el deterioro de los recursos naturales renovables. Las políticas públicas relacionadas con la gestión ambiental deben enfocarse a la prevención y regirse por principios como la responsabilidad extendida al productor, en el marco del ciclo de vida del producto. Esto implica una corresponsabilidad de los actores institucionales y de los ciudadanos (Valencia et al., 2010).

Estudios como el de Pachón et al. (2018), donde construyeron un inventario de emisiones (IE) para la megaciudad de Bogotá, Colombia, queda evidenciado el aumento del aporte de las fuentes industriales y móviles tradicionales, incluidas las fuentes comerciales, biogénicas y polvo

resuspendido. Los autores emplearon metodologías para estimar anualmente la contribución de cada fuente, asignando a las fuentes a una resolución espacial de 1 km para cada hora, sirviendo de insumo para la modelación de la calidad del aire. Desarrollaron una estimación de emisión de material particulado resuspendido usando las primeras mediciones de carga de polvo de camino y contenido de limo para la ciudad. Otros estudios también desarrollados en Bogotá analizaron la caracterización química y la distribución de las fuentes de PM_{10} (Ramírez et al., 2018). Fueron analizadas las concentraciones de Carbono Orgánico y Elemental (CO/CE), compuestos solubles y elementos principales, y los resultados fueron interpretados de acuerdo con la variabilidad temporal (lluvia, seca). Los resultados registraron que el carbono, las fuentes vehiculares y el polvo mineral fueron los principales componentes del PM_{10} .

También se han realizado estudios en la Costa Caribe Colombiana. Manjarrés García, Manjarrés Pinzón, & Linero Cueto (2005) registraron las composiciones y concentraciones del material particulado suspendido en un sector correspondiente al área urbana de Santa Marta. Utilizaron el método gravimétrico con un equipo muestreador de alto volumen y difracción de Rayos-X, identificando los minerales correspondientes a carbón mineral y de combustión, como halita, cuarzo, feldespato y arcilla.

Desde una perspectiva más local, la ciudad de Barranquilla, que es el área de estudio en esta investigación, es caracterizada por la diversidad de actividades industriales, comerciales y portuarias que centra su desarrollo económico. No obstante, la presión ejercida por estas actividades sobre la calidad del aire es desconocida. Igualmente, la ciudad carece de un inventario de las emisiones atmosféricas actualizado que permita definir el tipo y las características de los diferentes contaminantes atmosféricos, en especial del material particulado,

e incidencia de los mismos y sus implicaciones a las personas y el medio ambiente (Vélez-Pereira & Vergara, 2013).

4. Marco teórico

4.1. Material Particulado PM₁₀ y PM_{2.5}

El material particulado atmosférico (PM) es una mezcla altamente variable y compleja de partículas sólidas y líquidas, exceptuando el agua pura, resuspendidas en el aire (Arciniégas, 2015; Davidson, Phalen, & Solomon, 2005).

En relación a su proporción y tamaño, el PM presenta una naturaleza de formas irregulares que lo caracterizan y permiten atribuir propiedades específicas. El PM puede ser distinguido por distintos diámetros equivalentes o efectivos, que se relacionan directamente con su diseño y forma física más que con la geometría de la partícula. El diámetro geométrico, que se relaciona con el diámetro de área proyectada equivalente de una esfera (Salvador & Artiñano, 2000). El diámetro equivalente de masa establece la relación del volumen, poros y espacios vacíos de un grupo de partículas considerando una partícula esférica compacta. Corresponde a una partícula con la misma forma y masa que una partícula de diámetro aerodinámico equivalente del PM, el cual se define como diámetro de una esfera de densidad de 1 g/cm³, y que posee la misma velocidad gravitacional de depósito que la partícula que está siendo medida. Esta información resulta de gran utilidad para la determinación de los periodos de residencia del PM en la atmosfera (Salvador & Artiñano, 2000).

En la Figura 1 se puede dimensionar el orden de magnitud del diámetro de las diferentes fracciones del material particulado atmosférico, al ser comparado con el diámetro del cabello humano y con arena fina de playa. Las partículas PM₁₀ corresponden a aquellas con diámetro ≤ 10 micrómetros, mientras que el diámetro promedio del cabello humano está entre 50 y 70 micrómetros y el de la arena de playa es de 90 micrómetros. Las partículas PM_{2.5}, también

llamadas de fracción fina, poseen un diámetro aerodinámico nominal $\leq 2,5 \mu\text{m}$ (César, Molina, & Echeverri, 2004).



Figura 1. Dimensiones del material particulado comparado con una hebra de cabello y un grano de arena. (EPA, 2010)

De acuerdo con el proceso de formación, el material particulado posee diferentes tiempos de vida y de permanencia en la atmósfera. La principal limitante es el tamaño de las partículas, siendo su periodo en resuspensión en la atmósfera, es dependiente de su diámetro, con duración de horas, para las partículas más gruesas, hasta días y semanas, para las partículas más pequeñas. Igualmente se observan variaciones dependiendo de la capa atmosférica en que se encuentra. Por ejemplo, el tiempo de vida del PM en la troposfera varía entre un día a dos semanas, y aproximadamente un año en la estratósfera (Morales, 2018).

4.2. Fuentes de PM₁₀ y PM_{2.5}

El PM puede clasificarse según su origen, natural o antropogénico. Su fuente se determina de acuerdo a las propiedades físicas y químicas de la partícula (Shi et al., 2017). Son consideradas *fuentes naturales* aquellas en que no hay influencia de la actividad humana, tales

como las erupciones volcánicas, tormentas de arena, actividades sísmicas, aerosoles marinos, incendios forestales, entre otras (González, 2012). Y las *fuentes antropogénicas* que son por las actividades humanas, principalmente originadas por emisiones vehiculares emitidas por motores diésel o gasolina, actividades industriales, de construcciones civiles y agricultura, etc. (Gonzalez, 2018). El material particulado también proviene de la combustión, el polvo, polen, fragmentos de plantas, sales marinas, etc. Algunos aerosoles, como el polvo del suelo y la pulverización marina, se obtienen casi en su totalidad de fuentes naturales, mientras que otros aerosoles, como los sulfatos y las columnas de humo, se generan a partir de fuentes naturales y antropogénicas (IPCC, 2013).

En función del tipo de mecanismo, ellas pueden dividirse en primarias o secundarias (Figura 2). Las fuentes primarias son aquellas en que las partículas son emitidas directamente de la fuente emisora, sin sufrir ninguna transformación química o física, mientras que las secundarias son las que se forman en la atmósfera por emisiones de precursores gaseosos mediante transformación química (Quijano Parra, Quijano Vargas, & Henao Martinez, 2010).

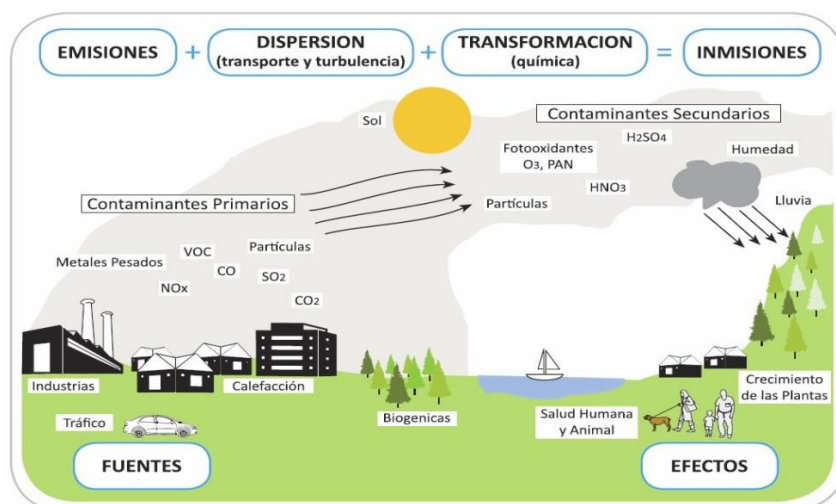


Figura 2. Fuentes de emisión de contaminantes atmosféricos. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2019)

4.3. Composición química del PM₁₀ y PM_{2.5}

El material particulado atmosférico puede tener una composición química compleja, que varía espacial y temporalmente, dependiendo de sus fuentes de emisión y procesos químicos y/o físicos que sufre en la atmosfera. Los principales constituyentes del material particulado son el carbono orgánico, carbono elemental, sulfatos, nitratos, amonio, cloruro de sodio, materiales de origen geológico y elementos traza (González, 2015). Las fuentes y características de estos compuestos se describen a continuación:

Carbono orgánico: Presente principalmente en la fracción fina, consiste en cientos de compuestos orgánicos diferentes formados por más de 20 átomos de carbono. Puede ser de origen primario y secundario. El primero es emitido en procesos de combustión y el de origen secundario es formado alrededor de partículas existentes y por condensación de productos semivolátiles de la oxidación de COV (Compuestos Orgánicos Volátiles) (Marino, 2009).

Carbono elemental: También llamado hollín, es negro y tiene estructura similar al grafito. Formado principalmente en procesos de combustión, como la quema de madera, carbón y derivados del petróleo. Forma parte principalmente de la fracción fina (Aluanlli, 2008).

Sulfatos: El ácido sulfúrico y sus productos de neutralización con amoníaco ((NH₄)₂SO₄) y bisulfato de amonio (NH₄HSO₄) son uno de los principales compuestos presentes en las partículas de la fracción fina. Generalmente son de origen secundario y se forman por la conversión de gases a partículas. El yeso (Ca₂SO₄) es abundante en la fracción gruesa más que en la fina (Aluanlli, 2008).

Nitratos: El más común es el nitrato de amonio (NH₄NO₃) formado entre el ácido nítrico y el gas amoníaco. El ácido nítrico (HNO₃) es casi totalmente de origen secundario e involucra reacciones de óxidos de nitrógeno (NO_x) y COV, favoreciendo la generación de PM_{2.5} (Galán

Madruza & Fernández Patier, 2006). Los óxidos de nitrógeno son producidos por actividad volcánica, bacteriana, tormentas eléctricas y la combustión a altas temperaturas de combustibles fósiles. Combinados con la luz solar y con COV forman ozono (O_3) (Arjona, 2006).

Amonio: Formados principalmente por reacciones entre el ácido sulfúrico o nítrico y el amoniaco. El amoniaco, de origen natural, es capaz de neutralizar las partículas gaseosas ácidas. Las sales de amonio más comunes son sulfato de amonio, bisulfato de amonio y el nitrato de amonio (Aluanlli, 2008).

Iones Solubles en Agua: Las partículas que contienen sulfatos, nitratos, amonios y algunos compuestos orgánicos son higroscópicas, es decir, absorben vapor de agua atmosférico, especialmente a altas humedades relativas (Arjona, 2006).

Aerosol Marino: La sal ($NaCl$) está presente en el material particulado principalmente de las localidades cercanas al mar. Se forma por suspensión de gotas de agua y en este estado forma parte de la fracción gruesa (Arciniégas, 2015). El aerosol marino se forma gracias al rompimiento de las olas y la actividad del viento sobre la superficie de los océanos (Argumedo & Castillo, 2016). Representa así la segunda fuente de material particulado más importante del planeta. En cuanto a su composición química, las partículas resultan de la evaporación de pequeñas gotas de agua marina, y están formadas principalmente por sal marina (Scerri et al., 2016) e iones inorgánicos (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-}). Igualmente compuestos de material orgánico (carbohidratos, lípidos, microorganismos, virus marinos, algas) y sulfato de sal no marina pueden ser transportados a las costas por la acción de los vientos (Vengoechea, Rojano, & Arregoces, 2018). El tiempo de residencia promedio en la atmosfera de los aerosoles marinos es de unos cuatro días.

Material geológico o mineral: Los elementos traza que predominan en la fracción fina son Pb, Zn, As, Sb y Cd (Querol et al., 2006). Los elementos encontrados en ambas fracciones son Na, K, Fe, V, Cr, Co, Ni, Mn, Cu, Se, Ba (Parra & Quijano Vargas, Martínez, 2010). Y los principales elementos encontrados en la fracción gruesa son: Ca, Al, Ti, Mg (Viana et al., 2006). Las concentraciones y proporciones relativas de estas especies en cada fracción dependen de los tipos de fuentes cercanas y de la meteorología dominante (Viana et al., 2008)

Partículas biológicas: de tamaño microscópico sólidas en suspensión (muertas o vivas) producidas por organismos vivos. Constituidas por virus, bacterias, esporas, polen, algas, hongos, restos vegetales y en general cualquier microorganismo (Vélez et al., 2009).

4.4. Efectos en la Salud

Según la OMS (2005), el aire limpio es un requisito básico para la salud y el bienestar humano. Su contaminación produce enfermedades respiratorias y cardiovasculares asociadas, incluso causando hasta la muerte. El PM es el contaminante monitoreado de mayor interés, dado sus efectos nocivos sobre la salud humana y los ecosistemas (Santos, 2012).

El material particulado es causante de diferentes tipos de afecciones respiratorias como el asma bronquial, la bronquitis, además de enfermedades cardiovasculares, anemia y cefalea, entre otras (Santos, 2012). Todos estos efectos adversos a la salud dependen, por una parte, de la concentración y la duración de la exposición del individuo al contaminante y de la susceptibilidad de las personas expuestas (Rugeles Ahumada & Silva Tibabija, 2017). Además, las deposiciones de las partículas en diferentes partes del cuerpo humano dependen de su tamaño, forma y densidad; sus efectos dependen de la granulometría, la morfología, composición química y tiempo de exposición (César et al., 2004).

De acuerdo con su fracción, el PM₁₀ puede alcanzar la región traqueobronquial, mientras que el PM_{2,5} pueden alcanzar la cavidad alveolar, donde se depositan o pasan al torrente sanguíneo (ver Figura 3). De esta manera sirven como vehículo de transporte hacia otros tejidos, siendo éstas las principales causas de los incrementos en la mortalidad, provocando una disminución de la capacidad de defensa de los macrófagos alveolares. El material particulado atmosférico también se ha asociado con fenómenos irritativos como: tos crónica, ronquera, síntomas respiratorios nocturnos, neumopatías, bronquitis, asma bronquial y cáncer pulmonar (Vivar, 2014).

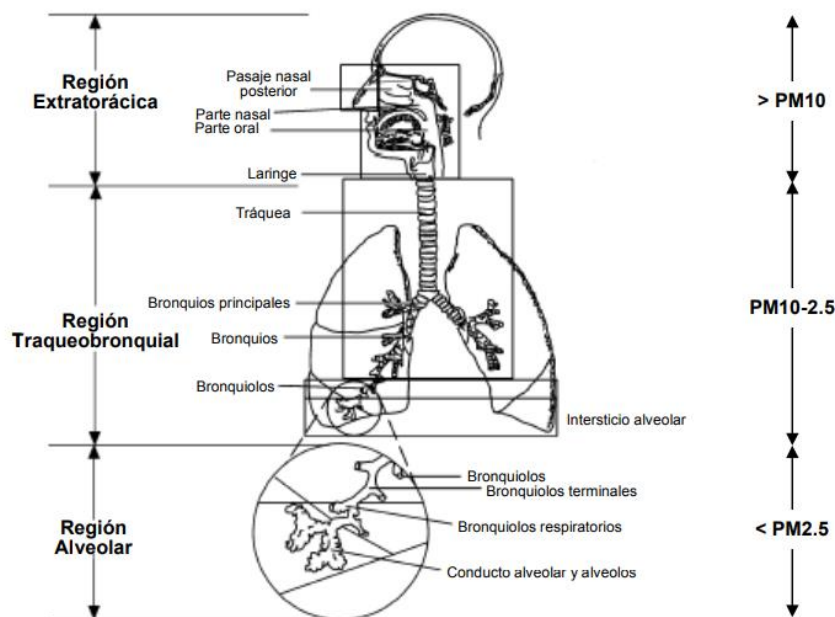


Figura 3. Deposición de PM en el Sistema Respiratorio. Fuente: (Andalucía, 2003)

4.5. Teoría Básica de fluorescencia de Rayos-X

Fundamentos del método:

La caracterización química de elementos inorgánicos por fluorescencia de rayos-X está basada en la interacción de luz con los electrones de un determinado elemento asociado al

material particulado atmosférico. Los electrones se encuentran en el átomo distribuidos en los distintos niveles y subniveles de energía. Los electrones se sitúan en estos niveles ocupando primero aquéllos de menor energía hasta colocarse todos; a este estado de mínima energía del átomo se le denomina estado fundamental. Si luego se bombardean estos átomos con un haz de electrones o con fotones de rayos-X, una pequeña parte de la energía se invierte en la producción del espectro característico de rayos-X de los elementos y que componen la muestra bombardeada. El proceso de producción de este espectro característico puede esquematizarse del modo siguiente:

Excitación: el choque de un electrón o fotón X incidente con un electrón de las capas internas del átomo, produce la expulsión de dicho electrón quedando el átomo en estado de excitado (Figura 4).

Emisión: este átomo en estado excitado tiende a volver inmediatamente a su estado fundamental, para lo cual se producen saltos de electrones de niveles más externos para cubrir el hueco producido (Figura 5). En este proceso hay un desprendimiento de energía, igual a la diferencia de energía de los niveles entre los que se produce el salto electrónico, en forma de radiación electromagnética correspondiente a la región de rayos-X (UNED, 2001).

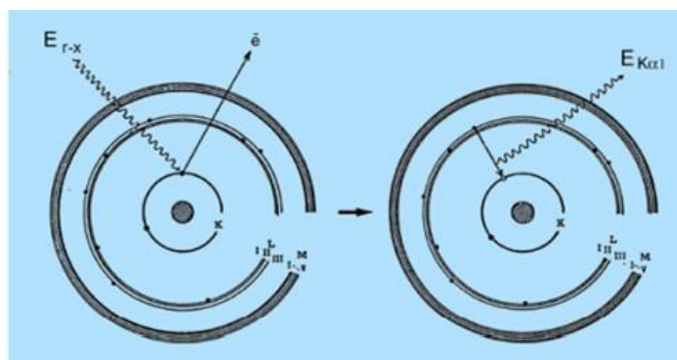


Figura 4. Fundamentación teórica de la Fluorescencia de Rayos-X. Fuente: (UNED, 2001)

Con relación a la fluorescencia de rayos-X, ella puede basarse en la dispersión de energía (*Energy Dispersive X-ray Fluorescence* - EDXRF) o en la dispersión por longitud de onda (*Wavelength Dispersive X-ray Fluorescence* - WDXRF). La técnica de espectrometría de fluorescencia de rayos-X por dispersión de energía (EDXRF) fue la utilizada en este trabajo. Es un método analítico de identificación y cuantificación de los elementos químicos presentes en las muestras que contienen material particulado. Es un método no destructivo una vez que no necesita de la disolución de las muestras, siendo posible irradiar una muestra muchas veces. Esta técnica presenta algunas ventajas como costo moderado, posibilidad de determinar simultáneamente un intervalo amplio de elementos (Holgado, 2015).

Básicamente, los rayos-X producidos en el tubo anódico Sc/W irradian primero el objetivo secundario, que emite rayos-X y refleja una parte de los rayos-X incidentes. La radiación que alcanza el objetivo se usa para irradiar la muestra que contiene los aerosoles, excitando los electrones de las capas internas de los átomos. Cuando regresan a sus capas originales, se produce una emisión secundaria de rayos-X, cuyas energías son características individuales de los átomos (Figura 6).

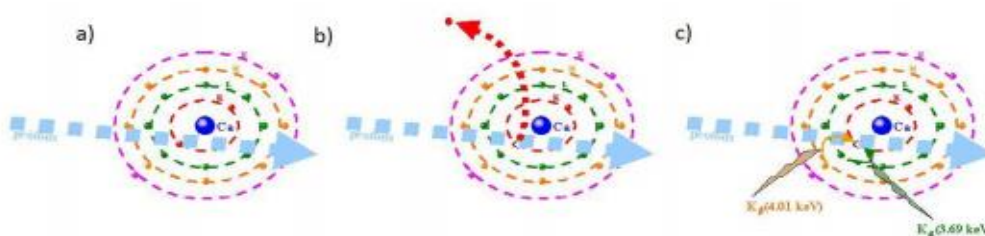


Figura 5. Proceso en que las partículas emiten rayos-x por fluorescencia a). irradiación de partículas b) electrón excitado por fuera de la muestra c) emisión de rayo-x secundario cuando la partícula es agarrada por otro electrón.
Fuente: (Arana & Artaxo, 2014)

Hay tres interacciones principales cuando los rayos-X golpean la materia: fluorescencia, dispersión de Compton y dispersión de Rayleigh. Si la irradiación de fotones se dirige a un

material, una fracción se transmitirá, una fracción se absorberá (produciendo radiación fluorescente) y otra fracción se reflejará. La dispersión puede ocurrir con o sin pérdida de energía. La fluorescencia y la dispersión dependen del grosor, la densidad y la composición del material, así como de la energía de los rayos-X incidentes (Arana, 2014).

4.6. Teoría básica de cromatografía iónica

La cromatografía iónica es una metodología utilizada para determinar los iones inorgánicos que están asociadas al material particulado, y que, analíticamente, son separados por resinas de intercambio. Se basa principalmente en interacciones electrostáticas entre iones hidratados de una muestra ($A_{1,2}, \dots, A_n$) y grupos funcionales con carga opuesta de un intercambiador iónico o fase estacionaria alojada dentro de una columna cromatográfica (Álvarez, 2014). Los iones solutos se entregan a la fase estacionaria a través de un flujo de una fase eluyente o móvil, que posee una fuerza de elución apropiada que surge de la presencia de iones eluyentes competidores. En el proceso de separación, el intercambiador de iones se equilibra con iones eluyentes (Figura 7). La retención de un ion en la cromatografía de intercambio iónico es simplemente proporcional a su carga, polarización y tamaño. Teóricamente, entre los iones de una carga similar, se debe esperar una interacción más fuerte y, por lo tanto, retención, para iones más pequeños. Sin embargo, debido a su interacción con las moléculas de agua, el tamaño real de los iones hidratados cambia drásticamente y en el orden opuesto al tamaño del ion original (Paull & Nesterenko, 2013).

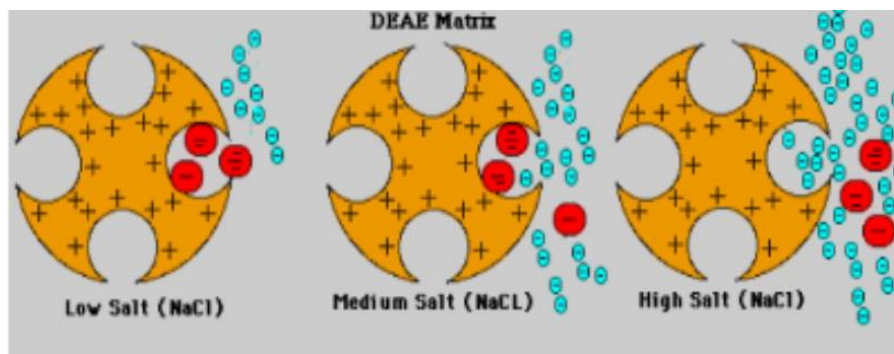


Figura 6. Esquema del gradiente del Buffer con contraiones cargados negativamente. Se presenta un gráfico con el poder de elución (Fuerza iónica) y el porcentaje de proteína eluída, que muestra una gradiente directamente proporcional. Fuente: (Paull & Nesterenko)

La separación mediante intercambiadores iónicos se realiza por lo general, en dos fases:

En la primera, las sustancias a separar se unen al intercambiador utilizando condiciones que originan una unión fuerte y estable; a continuación, se eluye la columna con buffers de diferentes pH o diferente fuerza iónica, compitiendo los componentes del buffer con el material por los sitios de unión (Brito et al., 2013). Un intercambiador iónico es, por lo general, un polímero que tiene grupos cargados unidos. La mayoría de las proteínas son estables dentro de un margen de pH determinado (es decir, hay un margen en el que no se desnaturalizan), en el que están cargadas positiva o negativamente. Por lo tanto, si una proteína es estable a valores de pH por encima del punto isoeléctrico, se debe utilizar un intercambiador anicónico. Si es estable a valores de pH situados por debajo del punto isoeléctrico, debe utilizarse un intercambiador catónico.

Intercambiadores aniónicos: Son portadores de grupos con cargas positivas que unen aniones de forma reversible. Si el grupo cargado es positivo, es un intercambiador de aniones. Los intercambiadores débilmente básicos más corrientes son los grupos aminos alifáticos o aromáticos (Álvarez, 2014).

Intercambiador catiónico: Son portadores de grupos con carga negativa que unen cationes de modo reversible. Un grupo típico que se utiliza en los intercambiadores de cationes es el grupo sulfúrico (SO_4^{2-}). Si se une un H^+ al grupo, se dice que el intercambiador se encuentra en forma ácida y puede, por ejemplo, intercambiar un H^+ por un Na^+ o dos H^+ por un Ca^{+2} . El grupo ácido sulfúrico es un intercambiador de cationes fuertemente ácido. Otros grupos de utilización corriente son el carbonilo e hidroxilo fenólico, dos intercambiadores catiónicos débilmente ácidos (Álvarez et al., 2014).

4.7. Determinación de las concentraciones de Black Carbon

La reflectividad mide la relación entre la amplitud del campo electromagnético reflejado respecto a la amplitud del campo incidente, mientras que la reflectancia se refiere a la relación entre la potencia electromagnética incidente con respecto a la potencia que es reflejada en una interfase Figura 7 (Jerónimo, 2012). La reflectividad es el valor límite de reflectancia a medida que el espesor de la superficie aumenta, es la reflectancia intrínseca de la superficie, por lo que su valor no depende de otros parámetros tales como la reflectancia de las capas profundas del material. Los reflectómetros de reflectancia miden la cantidad proporcional de luz reflejada por superficie como una función de las longitudes de onda para producir un espectro de reflectancia (Jerónimo, 2012).

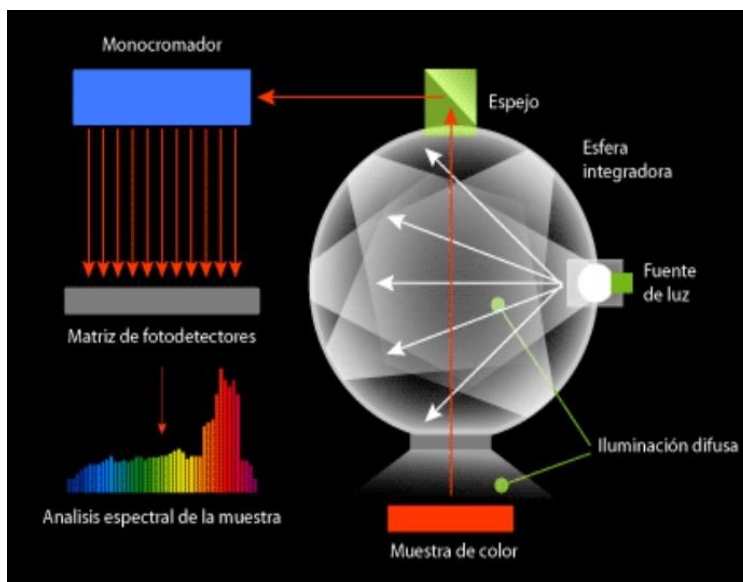


Figura 7. Funcionamiento de un espectrofotómetro de reflectancia. Fuente: (Jerónimo, 2012)

Existen dos métodos principales para medir la concentración de Black Carbon (BC): el análisis térmico - óptico (TOA) y el método óptico por reflectancia (Ni et al., 2014).

Hay dos TOA más utilizados. Uno es el protocolo de transmitancia óptica térmica (TOT), conocido como Método 5040 desarrollado por el Instituto Nacional de Seguridad y Salud Ocupacional (NIOSH) en los EE. UU. La concentración de BC se determina midiendo la transmitancia de filtros. El otro es el método de reflectancia óptica (TOR) desarrollado por el monitoreo interagencial de entornos visuales protegidos (IMPROVE) (Ni et al., 2014; Chow et al., 1993).

4.8. Modelos Receptores

Un modelo es una representación o simulación simplificada de un sistema, proceso o teoría que intentan mejorar nuestra capacidad de comprender, predecir y posiblemente controlar el comportamiento del mismo (Rocha, 1994). En la actualidad existen diferentes tipos de modelos para interpretar la calidad del aire, los cuales utilizan técnicas numéricas para simular los procesos físicos y químicos de los contaminantes emitidos y evaluar como que se dispersan y

reaccionan en la atmósfera (IDEAM, 2006). También son usados para realizar análisis para respaldar las decisiones legislativas y de control (Canciano et al., 2018).

Los modelos receptores son métodos de análisis de datos tomados en campo y son aplicados para la obtención de información sobre las fuentes de contaminantes atmosféricos. Para la aplicación de los modelos, se deben tener en cuenta tres características de gran importancia: la primera es la información meteorológica disponible como la temperatura, velocidad y dirección del viento, humedad relativa y radiación solar; la segunda son los factores de emisión o la medición de las tasas de emisión de los diferentes contaminante a la atmósfera y la tercera es la topografía del área en estudio, ya que la dispersión de los contaminantes presenta un comportamiento diferente en zonas montañosas y en zonas planas (Forero Gonzalez & Delgado Herrera, 2008).

A diferencia de los modelos de dispersión, los modelos receptores trabajan con las concentraciones elementales medidas en un filtro (receptor) e intentan estimar el origen de ese material (Reff et al., 2007). Los modelos receptores tienen enfoques matemáticos para cuantificar la contribución de las fuentes a las muestras en función de la composición o las huellas digitales de las fuentes (Rugeles Ahumada & Silva Tibabija, 2017).

PMF

El modelo PMF (*Positive Matrix Factorization*) es una herramienta de análisis de factores multivariados que descompone una matriz de datos de muestra en dos matrices: factores de contribución (g) y perfiles de factores (f) (US-EPA, 2014). El usuario debe interpretar estos perfiles de factores para identificar los tipos de fuente que pueden estar contribuyendo a la muestra utilizando información de perfil de fuente medida e inventarios de emisiones o

descargas. En cuanto a las restricciones del PMF, ninguna muestra puede tener contribuciones negativas. El PMF utiliza la concentración de la muestra y la incertidumbre proporcionada por el usuario asociada con los datos de la muestra para ponderar los puntos individuales. Esta característica permite a los analistas dar cuenta de la confianza en la medición. De esta manera, el PMF consigue mejores ajustes de los datos que los obtenidos por otros modelos receptores estadísticos (Chen et al., 2017).

El modelo tiene como objetivo solucionar la siguiente ecuación:

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} \cdot f_{kj} + e_{ij} \quad \text{Ec. 1}$$

Siendo

X_{ij} la concentración media de la especie “j” en la muestra “i”,

g_{ik} es la concentración con que la fuente “k” contribuye a la muestra “i”,

f_{kj} es la fracción másica de la especie “j” en la fuente “k” y

e_{ij} es la parte de las medidas que no puede ser explicada por el modelo, llamado residual.

La resolución de esta ecuación puede presentar más de una solución, aportando diferentes factores que se ajusten a los datos experimentales (EPA, 2014).

Las contribuciones y los perfiles de los factores se derivan del modelo PMF minimizando la función objetivo Q:

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \frac{x_{ij} - \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj}}{u_{ij}} \quad \text{Ec. 2}$$

Q (verdadero) es el parámetro de bondad de ajuste calculado que incluye todos los puntos.

Q (robusto) es el parámetro de bondad de ajuste calculado excluyendo los puntos no ajustados por el modelo, definido como muestras para las cuales el residuo escalado de incertidumbre es

mayor que 4. La diferencia entre Q (verdadero) y Q (robusto) es una medida del impacto de los puntos de datos con residuos a gran escala. Estos puntos de datos pueden estar asociados con impactos máximos de fuentes que no están constantemente presentes durante el período de muestreo. Además, las incertidumbres pueden ser demasiado altas, lo que da como resultado valores Q (verdaderos) y Q (robustos) similares porque la incertidumbre escala los residuos (USEPA, 2014).

5. Metodología

5.1. Área de estudio

Barranquilla es la capital del departamento del Atlántico, Colombia. Se encuentra sobre el borde occidental del río Magdalena a 7,5 km de su desembocadura en el mar Caribe (Otero, 2011). El clima de Barranquilla es de tipo tropical seco y se caracteriza por dos periodos: uno húmedo y otro seco. El periodo seco es desde diciembre a marzo, la época húmeda va desde abril a noviembre. Las temperaturas en general superan los 31 °C, pero la mínima está entre unos 23 °C. La precipitación promedio anual es de 767 mm, registrando vientos alisios que provienen del noreste con gran energía (CIOH, 2007).

Barranquilla es oficialmente denominada como distrito especial, industrial y portuario. Es una ciudad costera con la presencia de fuentes fijas industriales especialmente de bebidas y alimentos, fabricación de productos elaborados con metal, fabricación de sustancias y/o productos químicos etc., de las cuales depende buena parte de la economía local, pues representa ingresos para los ciudadanos al generar empleabilidad y fortalece el comercio. Pese a los beneficios económicos que genera el desarrollo de estas actividades industriales, existen indicios que la misma contribuye al deterioro de la calidad del aire en el área urbana, por el incremento de contaminantes que se emiten a la atmósfera local especialmente de los contaminantes criterio (Vélez & Vergara, 2013).

Para este proyecto, se realizó el muestreo de material particulado atmosférico (PM₁₀ y PM_{2.5}) en la azotea de la Universidad de la Costa CUC (10° 59' 41,85" N, 74° 47' 27.65" O) (Figura 8), que se encuentra ubicada al nororiente en referencia con río Magdalena específicamente entre calles 58 y 52 y entre carreras 55 y 66. El punto de monitoreo fue seleccionado ya que se encuentra vientos abajo de múltiples fuentes de contaminación locales

entre ellas tráfico vehicular, emisiones industriales y quemas indiscriminadas en la reserva natural Parque Isla Salamanca. Estas son consideradas como las fuentes que se consideran más representativas y actúan de manera a aumentar los niveles de contaminación en el área de estudio.

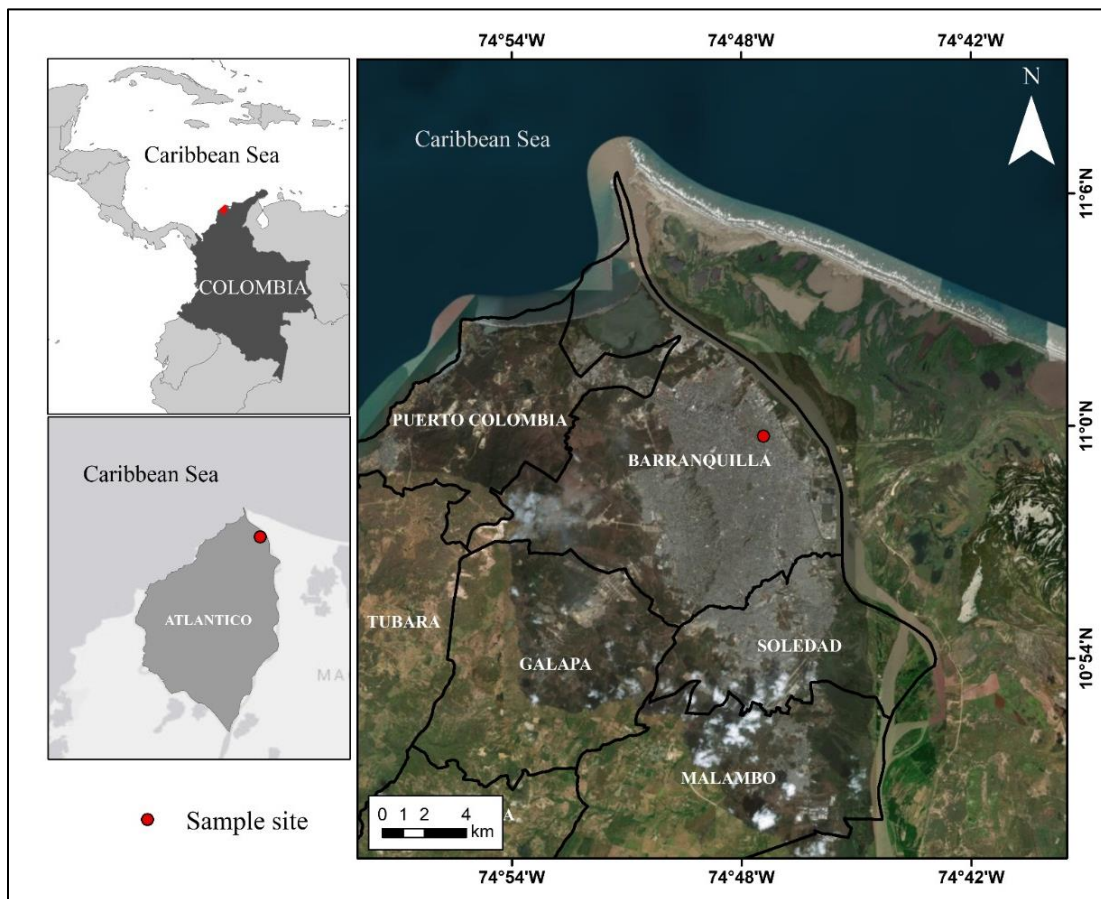


Figura 8. Área de Estudio

5.2. Muestreo y determinación de las concentraciones del PM₁₀ y PM_{2.5}

El muestreo de material particulado atmosférico PM₁₀ y PM_{2.5} se ejecutó durante un periodo entre abril y octubre de 2018, correspondiente al período húmedo. Se realizaron muestreos preliminares como pruebas y se evidenció que con 24 horas de muestreo no se lograba recolectar la cantidad en masa necesaria de material particulado para los análisis químicos, por lo tanto, se decidió tomar un tiempo de muestreo para cada filtro de 48 horas, obteniéndose un total de 83 muestras para el período indicado anteriormente.

Para el muestreo se utilizó el equipo Partisol Dicotómico 2000i-D (Thermo Fisher Scientific) (Figura 9). Este equipo funciona de manera a dividir el flujo de muestra en dos, recolectando en simultaneo las fracciones finas (PM_{2.5}) y gruesas (partículas entre 2,5 y 10 µm de diámetro – PM_{2.5-10}). Las concentraciones de PM₁₀ corresponden a la suma de las concentraciones obtenidas en las dos fracciones anteriormente indicadas. Este equipo opera con un cabezal de entrada de PM₁₀ y un flujo de 16,7 L/min (1 m³/h). Internamente posee un impactador virtual, o "divisor dicotómico", y dos controladores de flujo separados que mantienen la corriente de partículas finas a 15,0 L/min y la corriente de partículas gruesas a 1,67 L/min (Thermo Scientific, 2015).



Figura 9. Muestreador del material particulado atmosférico (PM_{2.5} y PM₁₀)

La determinación de las concentraciones de material particulado se desarrolló mediante el método gravimétrico, pesando los dos filtros de teflón de 47mm de diámetro hasta obtenerse peso constante (Figura 10). Los filtros fueron acondicionados en un desecador y pesados en un cuarto de pesaje con condiciones controladas ($25 \pm 2^\circ\text{C}$ y $40 \pm 5\%$ de humedad relativa). El primer pesaje de cada muestra se dio al menos 24 horas después de la recolección, con el fin de remover la humedad del filtro. Los filtros fueron pesados antes y después de cada muestreo con una microbalanza Sartorius (modelo MSE6.6S-000-DF), la cual tiene una sensibilidad de $1 \mu\text{g}$ y una capacidad de pesaje de hasta 6,1 g (Figura 11). Durante el pesaje se utilizó un deionizador para neutralizar las cargas electrostáticas de las muestras. Los pesajes fueron repetidos, para los filtros con y sin muestra, hasta las replicatas obtener una desviación estándar $<10 \mu\text{g}$.

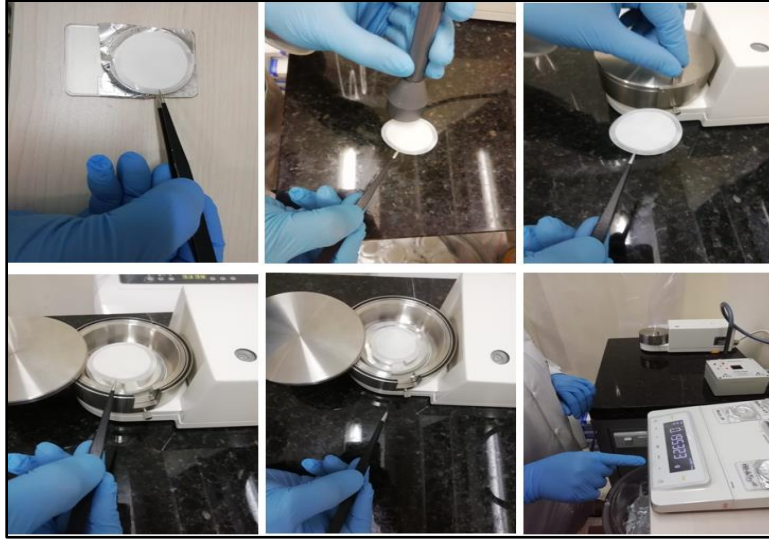


Figura 10. Procedimiento gravimétrico para obtención de las masas de PM.



Figura 11. Imagen de la microbalanza utilizada en esta investigación

Para determinar las concentraciones de PM fueran utilizadas las siguientes ecuaciones:

- Para PM *fino* (PM_{2.5}):

$$C_f = \frac{M_f}{V_f} \quad (1)$$

- Para PM *grueso* (PM_{2.5-10}):

$$C_g = \frac{M_g}{V_t} - \frac{V_g}{V_t} * C_f \quad (2)$$

- Para PM₁₀:

$$C_t = C_f + C_g \quad (3)$$

Donde:

C_f : Concentración de masa $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de fracción de partículas finas ($\text{PM}_{2.5}$)

C_g : Concentración de masa $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de fracción de partículas gruesas ($\text{PM}_{2.5-10}$)

C_t : Concentración de masa $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de fracción de partículas PM_{10}

M_f : masa [μg] recogida en el filtro de fracción de partículas finas

M_g : masa [μg] recogida en el filtro de fracción de partículas gruesas

V_f : volumen [m^3] de aire muestreado a través del filtro de fracción de partículas finas

V_g : volumen [m^3] de aire muestreado a través del filtro de fracción de partículas gruesas

V_t : volumen [m^3] de aire muestreado a través del filtro de fracción de partículas finas y gruesas (volumen total).

Cada filtro fue identificado con el código PRT + N° de filtro la recolección. La información de los datos fue registrada en un formato de pesaje con el cual se apuntaba la fecha de muestreo, de pesaje, los flujos de aire, y alguna observación importante ya sea sobre el clima u actividad cercana al punto de muestreo. Los filtros se mantuvieron en un portaobjetos a la hora de realizar los cambios, minimizando la exposición a la intemperie y evitando la contaminación de la muestra. Después del pesaje final, los filtros fueron almacenados en un PetriSlide.

Las variables meteorológicas como precipitación, velocidad y dirección del viento, temperatura, humedad relativa y radiación solar fueron arrojados por la estación meteorológica

portatil de la marca Davis (modelo Vantage Pro2 Plus) ubicada en la Universidad de la Costa (Figura 12). La estación arroja los datos a cada 5 minutos por lo cual se debió hacer un promedio de los mismos para las 48 horas de muestreo.



Figura 12. Estación meteorológica utilizada en este estudio

5.3. Caracterización química de las muestras de PM_{10} y $PM_{2.5}$

Después de obtener las concentraciones del Material Particulado por análisis gravimétrico, las muestras fueron caracterizadas químicamente para obtener los niveles de los elementos mayores y trazas, iones solubles (apenas para $PM_{2.5}$) y de la fracción de Black Carbon asociados al PM_{10} y $PM_{2.5}$. El análisis elemental fue realizado por EDXRF (*Energy Dispersive X-Ray Fluorescence*), el cuál es un método analítico que se basa en la emisión de rayos-X de alta energía para identificar y cuantificar la concentración de elementos químicos presentes en muestras que contienen los aerosoles atmosféricos. Las emisiones de rayos-X se miden mediante el detector de Germanio (PAN-32 Ge) mediante la detección por dispersión de energía ajustada. Los rayos-X cuando pasan a través del detector producen pulsos de corriente eléctrica que se miden y cuentan. Estas señales se procesan y se muestran como un espectro de recuentos y

energía, respectivamente. El software determina la energía y la intensidad de los picos máximos y calcula las concentraciones elementales comparándolas con los parámetros de las curvas de calibración. Basado en los espectros medidos por el detector, las concentraciones de los elementos químicos presentes en la muestra son identificadas y cuantificadas (Figura 13).

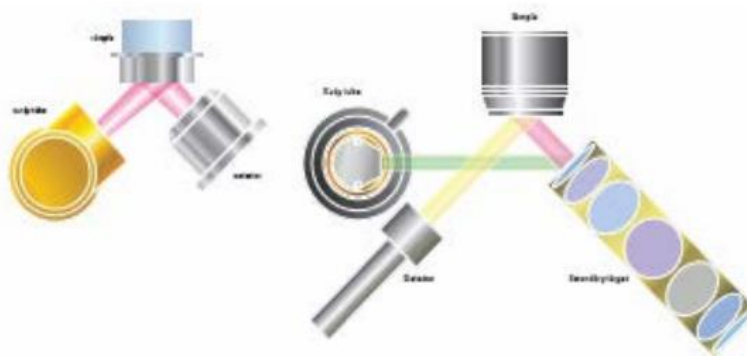


Figura 13. Esquema general del principio de funcionamiento de análisis por fluorescencia de rayos-X. Fuente: (Arana & Artaxo, 2014)

Las mediciones se realizaron utilizando el espectrómetro de fluorescencia de rayos-X modelo PANalytica Epsilon 5 que se muestra en la Figura 14. Este equipo tiene una geometría tridimensional polarizada, con 11 objetivos secundarios (Mg, Al, Si, Ti, Fe, Ge, Zr, Mo, Ag, CaF₂, CeO₂) y un tiempo de medición de condiciones para los elementos ligeros (Na a K) de 600 s. Para los elementos pesados (Ca a Pb) el tiempo de medición es de 300 s, es decir, el tiempo total de medición para cada muestra es de aproximadamente 1 hora.

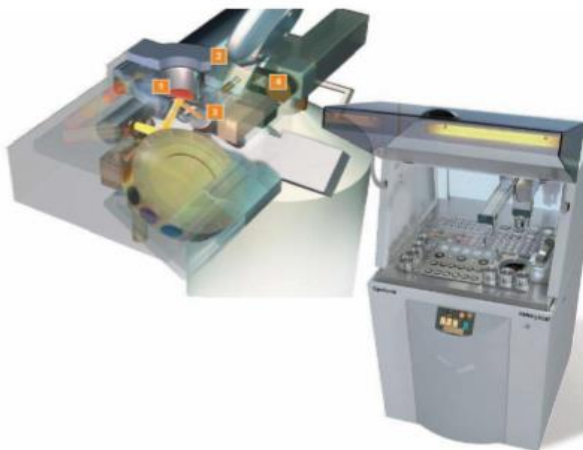


Figura 14. Espectrómetro de fluorescencia de rayos-X modelo Epsilon 5 (PANalytical). (1) Tubo de rayos-X Sc/W de alto voltaje; (2) trayectoria óptica con geometría tridimensional; (3) Objetivos secundarios para una mejor condición de excitación de la muestra

Los análisis por EDXRF fueron realizados en el laboratorio de la Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), en Brasil. La metodología de calibración y optimización del instrumento fueron desarrollados por Arana & Artaxo (2014). Los límites de detección (LD) para cada elemento están presentados en la Tabla 1. El LD en $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ es el límite de detección del método analítico, y el LD en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ corresponde al límite de detección correspondiente a las concentraciones ambientales de PM.

Tabla 1.

Límites de detección para el instrumento EDXRF Epsilon 5

ELEMENTO	LD (ng/cm ²)	LD (µg/m ³)
Na	44	0,010
Mg	53	0,013
Al	16	0,004
Si	6	0,002
P	9	0,002
S	3	0,001
Cl	4	0,001
K	2	0,001
Ca	3	0,001
Ti	6	0,002
V	7	0,002
Cr	4	0,001
Mn	3	0,001
Fe	3	0,001
Ni	2	0,001
Cu	2	0,001
Zn	2	0,001
As	6	0,002
Se	7	0,002
Br	6	0,002
Rb	8	0,002
Sr	25	0,006
Cd	58	0,015
Sb	26	0,007
Pb	11	0,003

Fuente: Adaptado de (Arana & Artaxo, 2014)

Las concentraciones de cationes y aniones asociadas al PM_{2.5} fueran obtenidas por medio de extracción con agua de acuerdo con Morera-Gómez et al. (2018b) y Querol et al. (2002). En este sentido, los filtros que contenían la muestra se colocaron en matraces de polipropileno (50 mL) y se añadieron 30 mL de agua ultrapura (sistema Milli-Q, 18,2 MΩ cm, Millipore, EE. UU.). Posteriormente, se utilizó un baño de ultrasonido durante 30 minutos para mejorar la extracción de los analitos (baño Elmasonic P120H, Elma Sonics, Alemania). Los extractos se filtraron a través de una membrana de PTFE con una porosidad de 0,45 µm.

La determinación de las concentraciones de los cationes Ca^{+2} , K^{+} , Mg^{+2} y Na^{+} (en la fracción soluble) se realizó con un espectrómetro de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES; Optima 4300 DV, Perkin Elmer, EE. UU) equipado con un nebulizador GemCone® y una cámara de pulverización ciclónica. Se utilizó argón 99,996% (Air Products, Brasil) para la generación de plasma, nebulización y gas auxiliar. Además, las concentraciones de los aniones Cl^{-} , NO_3^{-} y SO_4^{-2} se determinaron por cromatografía iónica (850 IC profesional, Metrohm, Suiza) y un detector de conductividad. Fue utilizada una columna de intercambio aniónico (Metrosep A Supp 5, alcohol polivinílico con grupos de amonio cuaternario, identificación de 250x4 mm, Metrohm) y una columna de protección (Metrosep A Supp 4/5 Guard, Metrohm). Estos análisis fueron realizados en el Departamento de Química de la Universidade Federal de Santa Maria, de Brasil. Las condiciones operativas para la determinación de los cationes y aniones están presentadas en la Tabla 2.

Tabla 2.

Condiciones operativas para la determinación de Ca^{+2} , K^{+} , Mg^{+2} y Na^{+} por ICP-OES y Cl^{-} , NO_3^{-} y SO_4^{-2} por CI.

ICP- OES	
Potencia de RF	1400 W
Flujo de gas de plasma	15 Lmin ⁻¹
Gas Auxiliar	0.2 L min ⁻¹
Gas Nebulizador	0.7 Lmin ⁻¹
Caudal de muestra	2.1 mL min ⁻¹
Vista de observación	Axial
Longitud de Onda	Na – 589.592
	Ca – 317.933
	K - 766.490
	Mg – 285.213

CI	
Volumen	100 μL
Eluyente	Na_2CO_3 (3.2)/ NaHCO_3 (1.0) mmol L^{-1}
Caudal de fase movil	0.7 mL min^{-1}
Detector	Conductividad electronica

La determinación de las concentraciones de Black Carbon Equivalente (BCE) se realizó mediante la técnica de reflectancia (absorción óptica). En este análisis, los filtros se someten a un haz de luz, de manera que los compuestos carbonosos, con una sección de choque de alta absorción de luz en la región visible, absorben este haz de luz, reduciendo su intensidad. La fracción del haz reflejado se cuantifica por un sensor fotoeléctrico. Las mediciones se realizan a partir de un reflectómetro de luz blanca difusa comercializado por Diffusion Systems con una eficiencia fotóptica de 550 nm (Figura 15). El estándar de calibración utilizada viene dada acorde a lo establecido en el trabajo de (Damasceno, 2009).



Figura 15. Reflector del sistema de difusión para la medición de Black Carbon equivalente. Fuente: (Damasceno, 2009)

5.4. Estimación de la contribución de las fuentes

Para obtener la estimación de la contribución de fuentes de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ fue utilizado el modelo receptor *Positive Matrix Factorization* (PMF). Se escogió porque este modelo puede

analizar un amplio rango de datos de muestras ambientales, como: sedimentos, disposición húmeda, agua superficial, aire ambiente y aire interior. Además, reduce el número de variables en conjuntos de datos analíticos complejos a combinaciones de especies llamadas tipos de fuente y contribuciones de fuente. Los tipos de fuente son identificados comparándolos con los perfiles medidos, y las contribuciones de fuente son usadas para determinar qué tanto contribuye cada fuente a una muestra. Por último, el modelo PMF provee estimaciones de incertidumbre y diagnósticos vigoroso (US-EPA, 2014).

El modelo fue aplicado al conjunto de datos químicos (83 muestras) obtenido a través del análisis químico, con el fin de investigar la variabilidad temporal de las principales fuentes de PM_{10} y $PM_{2.5}$. El PMF es una herramienta de análisis de factores multivariados que descompone la matriz de datos en dos matrices: contribuciones de factores y perfiles de factores con una matriz residual. El principio fundamental de las relaciones fuente/receptor en el PMF es que se puede suponer la conservación de la masa y se puede utilizar un análisis de balance de masa para identificar y distribuir las fuentes de partículas en el aire en la atmósfera.

Las incertidumbres fueron calculadas en consideración a los límites de detección de las técnicas analíticas implementadas. Se tomaron los siguientes criterios para determinar las incertidumbres (Tabla 3).

- La incertidumbre es mayor cuando las concentraciones son iguales o cercanas al límite de detección;
- La incertidumbre es menor cuando las concentraciones son mayores;
- Las incertidumbres que no se determinaron porque sus concentraciones están por debajo del límite de detección se consideraron *missing values* el cual fue de 400%.

Tabla 3.

Incertidumbres consideradas en el modelo PMF

Mg, Al, Si, S, Cl, K, Ca, Fe	5%
P, Ti, V, Mn, Zn	10%
Cu, Pb	15%
Ni	20%
Cr, Ga, As, Se, Cd, Sn, Sb, Sr, Rb, Rh, Pd, Pt	250%

Para este estudio, los diferentes elementos evaluados fueron clasificados como “Strong”, “Weak”, “Bad” teniendo en consideración la "Señal/Ruido" (S/N) que arroja el programa. Con base en estos criterios: *BAD*: $S/N < 0.2$, *WEAK*: $0.2 < S/N < 1.0$ y *STRONG*: $S/N > 1.0$. Nota: ambas fracciones se condicionaron como TOTAL VARIABLE STRONG (Ramírez et al., 2018; Querol et al., 2006). Solo 21 especies fueron seleccionadas como especies fuertes para $PM_{2.5}$ y 16 especies para el PM_{10} . Para la fracción fina: V, Ni, Cu, Pb, weak. Para la fracción gruesa: V: Bad, Cr, Ni: weak.

5.5. Análisis estadísticos

Para analizar el comportamiento de los datos en lo que se refiere a la prueba de normalidad, se aplicó el test estadístico de Kolmogorov–Smirnov, empleado para un nivel de significancia del 95% y un p valor de 0,05. Se tomó en cuenta este test debido a que se presentan más de 50 datos de muestreo. El comportamiento de los datos permitió que se desarrollara la prueba no paramétrica, ya que se ajusta a una distribución libre, utilizando el coeficiente de Spearman, puesto que este coeficiente se utiliza para una distribución de dato no normal. Por otro lado, se realiza un análisis descriptivo de las muestras de las concentraciones encontrando el promedio de la concentración del muestreo en general.

6. Resultados

6.1. Concentraciones de PM₁₀ y PM_{2.5}

En la siguiente sección, se muestran los resultados obtenidos para las concentraciones del material particulado en las fracciones finas (PM_{2.5}) y gruesas (PM₁₀) para la ciudad de Barranquilla (Figura 16). En este estudio fueron consideradas las muestras para el período de abril a octubre de 2018. El promedio aritmético para las concentraciones de PM_{2.5} fue de $12,0 \pm 3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y para el PM₁₀ fue de $46,6 \pm 16,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. El valor máximo para la fracción fina (PM_{2.5}) fue de $20,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ arrojado el día 7 de junio de 2018. Para el caso de la fracción gruesa (PM₁₀) se obtuvo $109,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el valor máximo notificado el día 3 de octubre. Cuando se realiza la evaluación de la relación que existe entre las concentraciones de PM₁₀ y PM_{2.5} se observa que la fracción fina corresponde, en promedio, al 26% de las concentraciones de la fracción gruesa.

Las concentraciones más elevadas están asociadas con actividades que se ejecutaron en la ciudad de Barranquilla durante el periodo de muestreo como las construcciones civiles de complejos deportivos, canalizaciones de arroyos, aumento de la flota vehicular, producción de fertilizantes y metalurgia cercanas al entorno del área de estudio. Estos aumentos en las concentraciones de material particulado igualmente fueron asociados a las mismas fuentes en un reporte de la entidad ambiental distrital de la ciudad (Ramírez, Berdejo, & Saltarín, 2018).

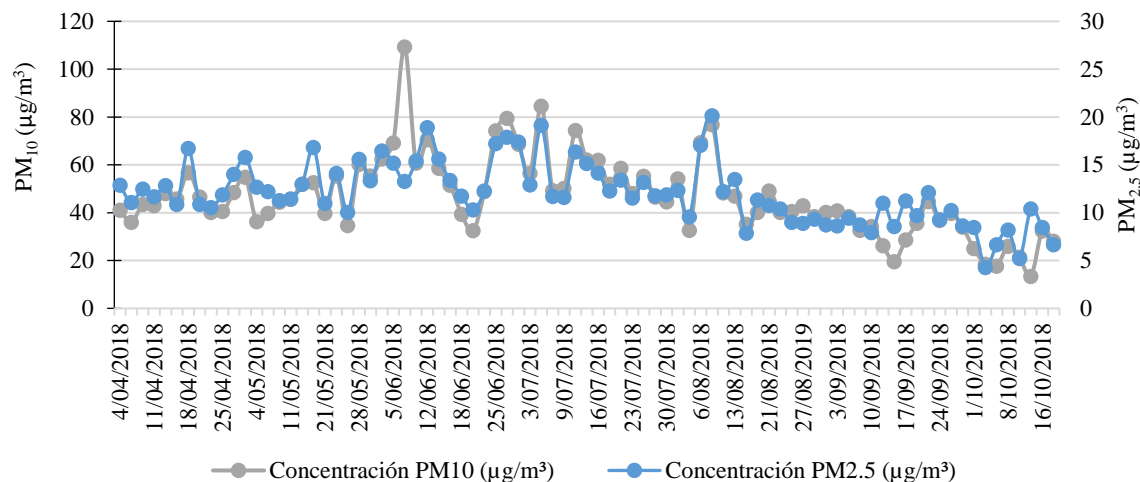


Figura 16. Serie temporal de las concentraciones de PM₁₀ y PM_{2.5} en la ciudad de Barranquilla para el año 2018.

Por su parte, la concentración y distribución del material particulado, depende de muchos factores locales del área que pueden o no ser controlados (Arciniégas, 2015). La topografía, ubicación geográfica, condiciones meteorológicas, como la ventilación que determinan las corrientes de aire que circulan cercanas a la superficie (Pey, 2007), el crecimiento acelerado de la población y de la actividad industrial en zonas cercanas a áreas urbanas, entre otros, hacen que los seres vivos se vean expuestos diariamente a altas concentraciones de material particulado (Silva & Arcos, 2011).

Por otro lado, los mecanismos que transportan los contaminantes desde la atmósfera hacia la superficie se conocen como procesos de deposición; estos procesos constituyen el mayor sumidero de contaminantes atmosféricos. Se pueden distinguir dos tipos:

(i) la deposición húmeda se refiere a los procesos mediante los cuales los gases o partículas son removidos de la atmósfera por hidrometeoros (i.e. gotas de nubes, neblina, lluvia y nieve) y, posteriormente, son depositados sobre la superficie terrestre.

(ii) La deposición seca está asociada al transporte en ausencia de precipitación de especies gaseosas y partículas desde la atmósfera hacia la superficie de la localidad (Mariani,

2007). La ciudad de Barranquilla, cuenta con un clima de tipo tropical seco o xeromegatermo tropical, es decir, correspondiente a una vegetación propia de la sequedad y bajo altas temperaturas (CIOH, 2007).

Un porcentaje significativo de los metales pesados es depositado en los alrededores de la fuente que los emite; sin embargo, los aerosoles que por su naturaleza presentan una velocidad de sedimentación pequeña pueden ser transportados por la acción del viento y depositados en lugares distantes del punto de emisión. También elementos metálicos pueden ser transportados por el escurrimiento superficial de las cuencas hacia los sistemas de drenaje, arroyos, humedales y ríos, que suelen ser sus principales receptores. Durante el período de lluvias dentro de la ciudad de Barranquilla se generan escorrentías peligrosas llamadas arroyos (Ramirez, Acosta, & Vélez, 2017). También se ha reportado que alrededor del 89% de los metales pesados se disuelven en el agua de lluvia y, por lo tanto, pueden llegar a la vegetación y a los suelos por procesos que favorecen la ruta de entrada a los organismos vivos. Una vez en el suelo, los metales pesados pueden quedar retenidos, o igualmente pueden ser movilizados en la solución del suelo mediante mecanismos biológicos y/o químicos (Zafra Mejía, Rodríguez Chitiva, & Torres Cabrera, 2013).

6.2. Condiciones de la dirección y velocidad del viento

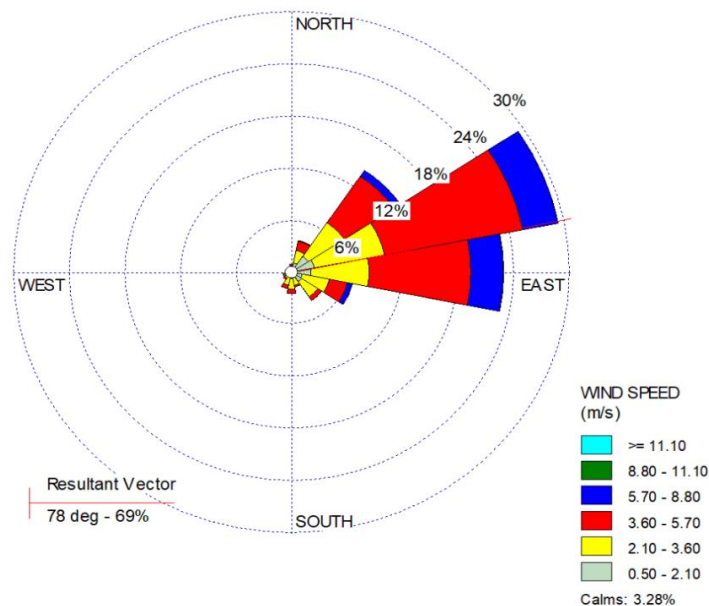


Figura 17. Rosa de los vientos correspondiente al año 2018 en la ciudad de Barranquilla

Los factores meteorológicos que caracterizan a la ciudad de Barranquilla están determinados por las propiedades geográficas propias de la región. La temperatura tiene un promedio de 28 °C, con temperaturas máximas promedio de 31 °C y mínima de 26 °C. La temporada calurosa va de abril a julio y la fresca de diciembre a marzo. La probabilidad de días con precipitación en Barranquilla varía considerablemente durante el año. La temporada con más precipitaciones va de mayo a noviembre, con un 24% de probabilidad de lluvia de por lo menos de 13 milímetros y alcanzando un acumulado de hasta 122 milímetros (WeatherSpark, 2018). La ventilación de la Región se produce principalmente por vientos generados desde el Océano Atlántico hacia el interior del país debido a que estos son provenientes principalmente de Noreste (NE) y Este (E). El período con mayores velocidades de viento va de noviembre a mayo con velocidades promedio de 4,52 m/s (WeatherSpark, 2018). Durante la época de humeda se presentan velocidades del viento más débiles con una media entre 2,7 y 4,8m/s, debido a la menor disponibilidad de radiación solar el cual tiene un promedio de 192 W/m² (CIOH, 2007).

La mayor frecuencia de velocidades del viento durante el tiempo de muestreo estuvo entre 3,6-5,7 m/s y el vector resultante de la dirección del viento fue de 78° (Figura 17). Durante el día, se desarrollan brisas alcanzando su mayor intensidad desde el mediodía extendiéndose incluso hacia horas de la madrugada del día siguiente (Palomino, 2019).

6.3. Caracterización química del material particulado

La evaluación de la composición química de las partículas determina no sólo su potencial toxicológico y el comportamiento en la atmosfera, sino que también se convierte en una herramienta muy valiosa para evaluar la contribución de las diferentes fuentes, especialmente en el desarrollo de estrategias para controlar y reducir la contaminación del aire (Rojano, Arregoces, & Restrepo, 2014). En este estudio, la composición química elemental (elementos mayores y elementos trazas) del PM se obtuvo mediante el análisis de hasta 25 elementos posibles (Mg,

Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Cd, Sn, Sb, Pb, Sr, Rb) a través de la técnica de la fluorescencia de rayos-X (EDXRF). Los elementos Cr, Ga, As, Se, Cd, Sn, Sb, Sr, Rb, Rh, Pd, y Pt, estaban por debajo del límite de detección y por eso no fueron considerados en los analices estadísticos y en el modelo receptor. Los iones solubles se analizaron por la técnica de cromatografía iónica sólo para la fracción fina (PM_{2.5}), ya que en general están asociados a este tamaño de las partículas (Carolina & Cifuentes, 2009). Los resultados descriptivos de estos resultados están presentados en la Tabla 4, con indicación del promedio aritmético, mínimo y máximo para cada elemento químico evaluado.

Tabla 4.

Concentraciones medias ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), desviación estándar, máximos y mínimos para los elementos químicos asociados al $\text{PM}_{2.5}$ y PM_{10} .

<i>PARÁMETRO</i>	<i>PM_{2.5}</i>				<i>PM₁₀</i>				<i>RELACIÓN PM_{2.5}/PM₁₀</i>
	<i>MEDIA</i>	<i>DES. EST</i>	<i>MIN</i>	<i>MAX</i>	<i>MEDIA</i>	<i>DES. EST</i>	<i>MIN</i>	<i>MAX</i>	
PM	12,01	3,19	4,27	20,13	46,67	16,25	13,36	109,2	26%
BC	1,136	0,592	0,293	3,168	2,132	1,124	0,342	5,881	53%
Mg	0,208	0,097	0,017	0,530	0,377	0,218	0,018	0,945	55%
Al	0,370	0,342	0,029	2,110	0,930	0,607	0,212	2,842	40%
Si	0,584	0,508	0,056	3,143	1,582	0,977	0,372	4,731	37%
P	0,078	0,015	0,036	0,130	0,135	0,022	0,078	0,196	58%
S	0,811	0,175	0,328	1,335	0,939	0,188	0,389	1,485	86%
Cl	0,737	0,595	0,001	2,165	4,028	1,992	0,392	8,298	18%
K	0,157	0,059	0,048	0,410	0,423	0,134	0,136	0,823	37%
Ca	0,180	0,064	0,048	0,397	1,701	0,471	0,811	3,082	11%
Ti	0,023	0,021	0,002	0,140	0,084	0,053	0,015	0,243	27%
V	0,004	0,001	0,001	0,007	0,005	0,001	0,002	0,008	77%
Mn	0,004	0,003	0,001	0,018	0,001	0,000	0,001	0,003	24%
Fe	0,199	0,162	0,031	1,053	0,018	0,009	0,003	2,722	24%
Ni	0,001	0,004	0,001	0,039	0,816	0,475	0,167	0,040	75%
Cu	0,003	0,001	0,001	0,006	0,002	0,004	0,001	0,040	47%
Zn	0,011	0,008	0,002	0,041	0,006	0,001	0,003	0,009	53%
Pb	0,007	0,010	0,003	0,076	0,021	0,010	0,008	0,059	64%
Na ⁺	0,891	0,437	0,033	1,748					
K ⁺	0,112	0,047	0,014	0,258					
Mg ²⁺	0,100	0,047	0,003	0,200					
Ca ²⁺	0,159	0,110	0,012	0,600					
Cl ⁻	0,549	0,409	0,001	1,467					
NO ₃ ⁻	0,509	0,545	0,131	4,000					
SO ₄ ²⁻	1,392	0,405	0,121	2,882					

Las especies más abundantes en masa para la fracción fina ($\text{PM}_{2.5}$) fueron el Black Carbon ($1,136 \pm 0,592 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y las especies no metálicas Azufre ($0,811 \pm 0,174 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y Cloro ($0,737 \pm 0,594 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La presencia de partículas ricas en azufre en general está asociada a los procesos de combustión de combustibles fósiles (OMS, 2005), y en la atmosfera pueden producirse reacciones químicas para formar aerosoles secundarios, generando un aumento en las concentraciones de sulfato (Ordóñez-Aquino & Sánchez-Ccoyllo, 2017). Por su parte, debido a la

proximidad con el océano en el área de estudio, el cloro está asociado a los aerosoles marinos (Argumedo & Castillo, 2016; Scerri, Kandler, & Weinbruch, 2016). Igualmente, presentaron contribuciones significativas al $PM_{2.5}$ los elementos Magnesio ($0,208 \pm 0,097 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Aluminio ($0,370 \pm 0,342 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Silicio ($0,584 \pm 0,508 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Calcio ($0,180 \pm 0,063 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y Hierro ($0,199 \pm 0,162 \mu\text{g}/\text{m}^3$), estos elementos están asociados a resuspensión del suelo (Aldabe et al., 2011).

Para la fracción gruesa (PM_{10}) las especies más abundantes son Black Carbon ($2,132 \pm 1,123 \mu\text{g}/\text{m}^3$), elemento proveniente de los vehículos a diesel como una fuente de emisión (Kholod & Evans, 2016), Cloro ($4,028 \pm 1,992 \mu\text{g}/\text{m}^3$), la hipótesis anuncia de que la principal fuente de Cl es el aerosol marino (Contini et al., 2010) y Calcio ($1,701 \pm 0,470 \mu\text{g}/\text{m}^3$) quién está presente en el polvo atmosférico se encuentra en la forma de carbonatos e interviene en forma significativa en la neutralización de los ácidos atmosféricos (Argumedo & Castillo, 2016). Por su parte, en presencia de cloro que estaría reaccionando con el calcio u aluminio, etc. se estaría formando cloruros (Ordóñez-Aquino & Sánchez-Ccoyllo, 2017). En ambas fracciones se observan aportes similares para el BC, Mg, P, Cu, Zn.

La fracción de PM_{10} se asocian generalmente a la combustión no controlada algunas están relacionadas con la desintegración mecánica de la materia o la re-suspensión de partículas en el ambiente (Amato et al., 2016). Se ha establecido que estas partículas se encuentran constituidas por 7 componentes químicos o especies: material geológico, sulfatos de amonio, nitratos de amonio, material orgánico, carbón elemental, sales y elementos trazas (Canales-Rodríguez et al., 2014). Las partículas finas ($PM_{2.5}$), están compuestas generalmente por nitratos de amonio, sulfatos y carbono orgánico secundario (Ordóñez-Aquino & Sánchez-Ccoyllo, 2017). La contribución por grupo de elementos se puede observar en la siguiente sección.

6.4. Cierre de masas para el PM₁₀ y PM_{2.5}

El método de cierre de masa para la concentración de partículas es un método aceptado para el análisis de aerosoles (Gu et al., 2014) y corresponde a la reconstrucción de la masa de PM₁₀ y PM_{2.5}, según los resultados arrojados por la caracterización química. En esta investigación ese procedimiento fue aplicado para investigar las contribuciones relativas de las especies químicas medidas a la masa total del material particulado.

Conforme se puede observar en la Figura 18, se caracterizó un 28% de la masa de PM₁₀. Los elementos mayores (Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti) contribuyen con un total de 22% de la masa del PM, estos son el grupo más abundante característico de esta fracción (Yin & Harrison, 2008). Mientras los elementos menores (V, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Pb) aportan un 2% y el Black Carbon un 4%. El alto contenido de polvo es una de las fuentes que puede estar relacionada a contaminación por elementos mayores y menores como Al, Ca, Fe, Si, Ti (Lu et al., 2018).

Los porcentajes de contribución promedio de los elementos principales para la fracción PM_{2.5} se pueden evidenciar en la Figura 19. En esta investigación fueron caracterizados 6,09 µg/m³ (60%) de los componentes químicos asociados a la fracción fina. Los elementos mayores (Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti) arrojaron un aporte de 26% de la concentración de PM_{2.5}, elementos menores (V, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Pb) un 2%, el Black Carbon un 9% y los iones solubles (Mg²⁺, Ca²⁺, Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻) un 23%, Este último grupo puede estar asociado principalmente a especies con aerosol inorgánico secundario (Cesari et al., 2018). Normalmente, el PM_{2.5} podría clasificarse en seis tipos principales: materia orgánica, principales iones solubles en agua, carbono elemento, materia cortical, sal marina y especies traza (Gu et al., 2014). De esta

forma, los 40% del PM_{2,5} no determinados en esta investigación están asociados a estos elementos.

La diferencia de masa promedio entre PM₁₀ y los elementos desconocidos fue de 33,46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (72% de la masa de PM₁₀) y para la fracción fina correspondió a una diferencia de 4,79 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (40% de la masa de PM_{2,5}). Esto puede atribuirse a elementos asociados no identificados para cada fracción como las partículas de material orgánico, y minerales ricos en carbono orgánico, carbono elemental (Jain et al., 2018; Terzi et al., 2010). Por su parte, se ha estimado que los componentes ligado al agua en material particulado representa el 20–35% de la masa total de PM (Tsyro, 2004).

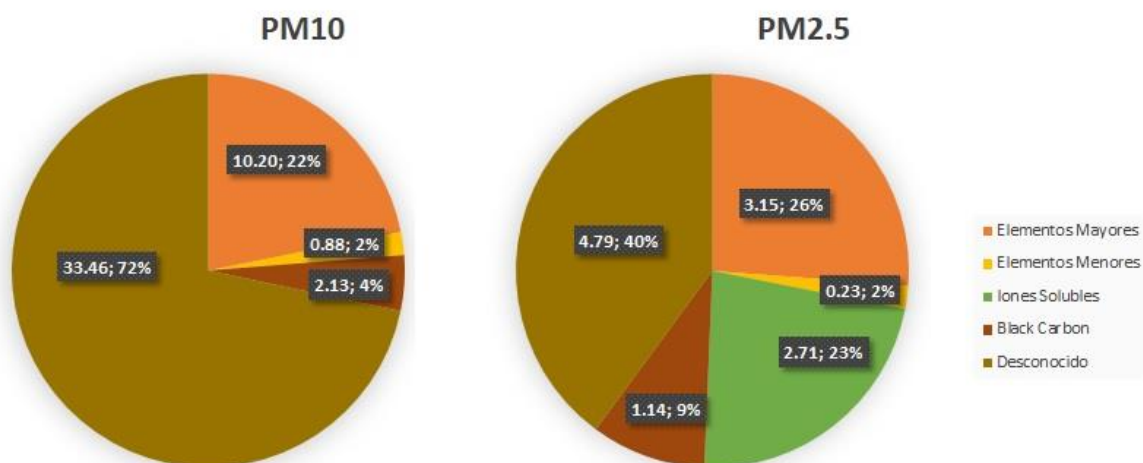


Figura 18. Cierre de masas del material particulado (PM₁₀ y PM_{2,5})

6.5. Contribución de fuentes de PM₁₀ y PM_{2,5}

El material particulado, especialmente en áreas urbanas, es una mezcla de emisiones de partículas primarias de industrias, transporte, generación de energía, fuentes naturales y material secundario formado por mecanismos de conversión de gas a partículas (Luís et al., 2016). En este

estudio, para identificar las fuentes de material particulado y su respectiva contribución, se utilizó el modelo estadístico multivariado factorización de matriz positiva (*Positive Matrix Factorization* – PMF) desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. (EPA). La base de datos utilizada comprendía de las concentraciones de los elementos químicos mayores y traza obtenidas por fluorescencia de rayos-X, Black Carbon y iones solubles obtenidas por cromatografía iónica. Fueron considerados un total de 83 muestras, siendo desconsideradas las concentraciones de Cr, Ga, As, Cd, Sn, Sb, Sr, Rb, Rh, Pd, Pt para la fracción fina ($PM_{2.5}$) debido a que más del 70% de sus concentraciones estaban por debajo del límite del espectrómetro de fluorescencia de rayos-X modelo Epsilon 5 (PANalytical). Para el PM_{10} , teniendo en cuenta el mismo criterio, fueran desconsideradas las concentraciones de Ga, As, Cd, Sn, Sb, Sr, Rb, Rh, Pd, Pt.

En las Figuras 20 y 21 están presentados los perfiles para las 5 fuentes obtenidas para $PM_{2.5}$ y PM_{10} y su respectiva contribución para la ciudad de Barranquilla. Las columnas azules y los cuadros rojos representan la contribución en masa de las especies al factor ($\mu g/m^3$) y el porcentaje de especies en el factor, respectivamente.

A seguir se describen los elementos asociados a cada uno de los factores identificados por el modelo receptor para la fracción fina ($PM_{2.5}$) y su respectivo porcentaje de contribución y origen.

Factor 1: Con un aporte de 36,0% a las concentraciones de $PM_{2.5}$, está caracterizado por presentar altas contribuciones de S, V, Ni, Pb, K^+ , P y SO_4^{2-} (Figuras 19 y 20). Debido a la variedad de elementos presentados, este factor fue considerado como mixto, catalogado como **combustión de aceite combustible e industrias de fertilizantes**. Esta clasificación se da debido que los elementos Ni, V y Cu son asociados a la quema de aceite combustible (Nasibeh et al.,

2018). En especial el Ni y V son indicadores de la combustión de petróleo pesado, normalmente utilizados para buques de carga, o sea asociados a puertos (Wang et al., 2018) o uso en calderas industriales (Police et al., 2018; Vallius et al., 2003). Cabe resaltar que la ciudad de Barranquilla cuenta con uno de los puertos fluviales más importante del país, movilizandando un 19% del volumen nacional de cargas y transporte marítimo (De & Handbook, 2015). Igualmente están ubicadas viento arriba al local de muestreo una serie de industrias que utilizan calderas que consumen aceite combustible. En general estos combustibles son ricos en azufre, que por reacciones químicas en la atmosfera puede convertirse en sulfato.

Por su parte, el potasio (K) también se usa como trazador de diversas fuentes, entre estas, quema de biomasa, industria de fertilizantes, o de origen mineral. Por tanto, para separar y conocer a exactitud la fuente de procedencia de dicho elemento, se analizaron los eventos de quemas cercanos a la ciudad de Barranquilla durante la etapa de muestreo por medio de un software online de quemadas debido a la cercanía en que se encuentra la ciudad al Parque Isla Salamanca, el resultado arrojó que no se presentaron quemas durante el tiempo de muestreo en esta investigación. Por tanto, los elementos Ca, P, K^+ y SO_4^{2-} son asociados a la producción de fertilizantes (Ordóñez-Aquino & Sánchez-Ccoyllo, 2017). Actualmente la ciudad de Barranquilla cuenta con 18 industrias de este sector productivo (Barranquilla Verde, 2016; Minambiente, 2019).

Factor 2: Catalogado como **Aerosol Marino**, este factor presenta una contribución del 17,0% a las concentraciones de $PM_{2.5}$. Las mayores contribuciones son de Mg, Cl, Na^+ , K^+ , Mg^{2+} y Cl^- (Figuras 19 y 20). Los aerosoles marinos son formados por la incidencia de los vientos sobre la superficie del océano, lo que genera emisiones de sal marina e iones inorgánicos (Bhuyan et al., 2018; Police et al., 2018; Vengoechea et al., 2018; Zhou et al., 2018; Scerri et al.,

2016). La ciudad de Barranquilla se encuentra ubicada a 7,5 km de la desembocadura con el Mar Caribe y debido a la dirección del viento constante entre NE y E (Figura 17), esta es una fuente significativa.

Factor 3: Con un aporte de 11,8% a las concentraciones de $PM_{2.5}$, los principales contribuyentes a este factor son Ca^{2+} , NO_3^- y SO_4^{2-} (Figuras 19 y 20). Debido a la presencia de estos elementos también resultó siendo una fuente mixta, se asignó el nombre de **fuentes secundarias y obras civiles**. Varios estudios asociaron la presencia de NO_3^- y SO_4^{2-} con los procesos de conversión de precursores gaseosos (NO_x y SO_2) a partículas (Perrone et al., 2018; Song et al., 2016; Zhou et al., 2018; Tao et al., 2014). El Ca^{2+} es un marcador para la piedra caliza por lo tanto, las fuentes probables incluyen las emisiones fugitivas de los trabajos de construcción y demolición y de otras actividades relacionadas con el uso de piedra caliza en la industria de la construcción (Contini, Cesari, Conte, & Donateo, 2016; Scerri et al., 2016; Wang, Bi, Sheng, & Fu, 2006).

Factor 4: Con una contribución de 12,9% a las concentraciones de $PM_{2.5}$, este factor se asoció con las **fuentes vehiculares** debido a los aportes de BC, Mn, Zn, Cu y Pb (Figuras 19 y 20). Los aportes de BC son consistentes con emisiones principalmente de vehículos diésel (Police et al., 2018; Kholod & Evans, 2016). Por su parte, el Mn puede provenir de emisiones de escape de vehículos a gasolina, ya que es utilizado para mejorar los procesos de detonación (Cheung et al., 2010). Los elementos como Zn, Mn, Cu y Ni han sido relacionados con emisiones de escape vehicular, asociados principalmente con la composición del combustible y aceite lubricante. Cu, Pb y Zn se pueden encontrar en el PM debido al desgaste de las llantas, la combustión del aceite lubricante y la abrasión de los frenos del vehículo (Liu, Xing, Wang, Fu, & Zheng, 2018; Jaiprakash & Habib, 2017). Actualmente la ciudad de Barranquilla tiene un

parque automotor activo con 188.550 vehículos (Sec. dist. de tránsito y Seguridad Vial de Barranquilla, 2018) los cuales contribuyen directamente a esta fuente.

Factor 5: Se caracterizó por la presencia de Al, Si, K, Ti, Mn y Ca, elementos característicos de polvo de **suelo resuspendido**. El aporte a las concentraciones de $PM_{2.5}$ fue de 22,3% (Figuras 19 y 20). El material de la corteza contribuye con la masa del aerosol atmosférico y puede ser arrastrado por el viento, especialmente cuando el suelo se altera mecánicamente o se observa la ausencia de precipitaciones por largos períodos (Police et al., 2018; Zhou et al., 2018; Putaud et al., 2010). En la ciudad de Barranquilla, durante el año 2018 hubo reparaciones de carreteras y la construcción de canalizaciones de arroyos durante el tiempo de muestreo alrededor del área de estudio, lo que puede haber afectado directamente a los aportes de esta fuente.

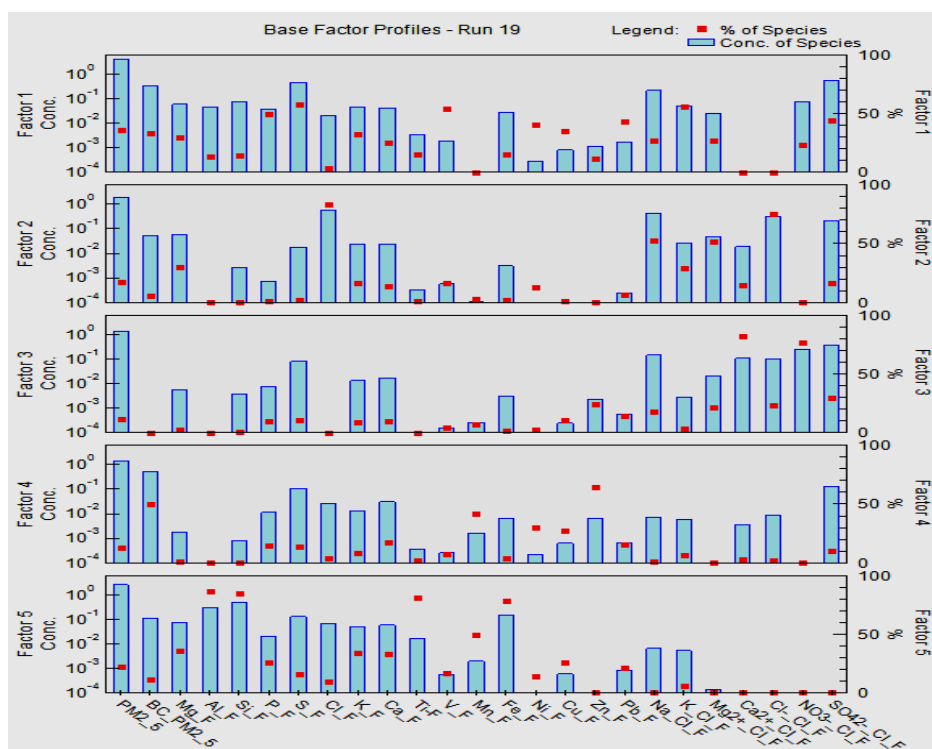


Figura 19. Perfiles de fuentes identificados para las muestras de $PM_{2.5}$. Masa de cada especie asignada al factor (barra azul, eje izquierdo) y el porcentaje de cada especie asociado al factor (cuadrado rojo, eje derecho).

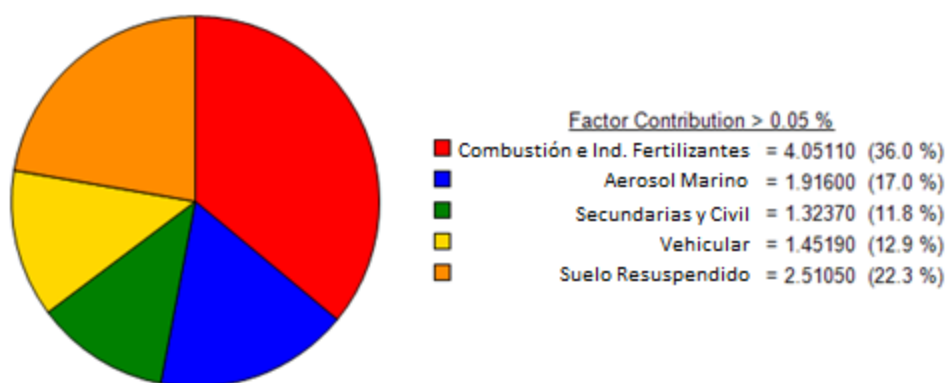


Figura 20. Aporte de la contribución de cada fuente (concentración en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y %) a las concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$.

Para las concentraciones de PM_{10} , también fueron obtenidos 5 factores de contribución, conforme es descrito en secuencia (Figuras 21 y 22).

Factor 1: Fue denominado **Industria Metalúrgica** y tuvo un aporte de 11,3% a las concentraciones de PM_{10} . Este factor estuvo asociado en mayor proporción a los elementos Zn, S, Cu y Cr (Figuras 21 y 22). Conforme ya reportados en la literatura, estos elementos son considerados *fingerprint* para las industrias de metalurgia, y, en general, están asociados a las partículas gruesas (Xue et al., 2018; Zhu et al., 2018). En el Departamento del Atlántico encontramos 30 empresas fundidoras, la mayoría de ellas localizadas en Barranquilla, y en una menor medida en Malambo, Soledad y Sabanagrande. Estas empresas funden plomo, hierro acero, aluminio y bronce, entre otros metales (CRA, 2005).

Factor 2: Con una **contribución** del 20,4% al PM_{10} , presenta de forma predominante los elementos Al, Si, Mg, Ti, K y Fe (Figuras 21 y 22) siendo por eso denominado **Suelo resuspendido** debido a que esta fuente es compatible con el patrón de la composición de PM_{10} que pone en evidencia un aumento de las especies que están relacionadas principalmente con la materia de la corteza (Cesari et al., 2018). Además, por acción del viento en condiciones del NE

en la ciudad, aporta a las partículas sólidas en el aire, especialmente durante los períodos sin precipitación (Li et al., 2018; Del & Urbano, 2017; Song et al., 2016; Qu, Gri, & Duk, 2006). La resuspensión de las partículas de suelos y tierras áridos es el principal origen de estos elementos en el PM₁₀ (Contini et al., 2016). La ciudad de Barranquilla se caracteriza por tener un clima seco tropical, con pocas precipitaciones durante el año, lo que propicia que intensifique la resuspensión y dispersión de este tipo de partículas.

Factor 3: Esta fuente igualmente fue identificada como **mixta: obras civiles + suelo resuspendido**, ambas fuentes contribuyen principalmente a la fracción de PM₁₀. Los elementos en mayor proporción asociados fueron Ti, Mn y Fe (Figuras 21 y 22), que pueden originarse a partir de la piedra caliza utilizada en obras civiles o en material observado en el sistema geológico (Contini et al., 2016). El Ti y el Mn pueden ser derivados de hierro o acero (Liu et al., 2016). El aporte de esta fuente al PM₁₀ es del 34,2%.

Factor 4: Asociado al Black Carbon (BC), Ca, Zn, y en menor medida Ni, P y Cu, esta fuente fue denominada **Fuentes vehicular** y aportó un 4,3% a las concentraciones de PM₁₀ (Figuras 21 y 22). Los elementos Cu y Zn son emitidos por el desgaste de los frenos y neumáticos de los vehículos (Farahmandkia et al., 2017; Paper, 2015). El Zn igualmente puede ser emitido por el tubo de escape de la combustión de combustible/aceite lubricante. El BC es formado a partir de la combustión incompleta de combustibles fósiles (Hao et al., 2018; Maldonado, 2012; Tasić et al., 2009).

Factor 5: Con un aporte del 29,8% para el PM₁₀, este factor fue denominado **Aerosol Marino** por la presencia predominante de Cloro (Cl) (Figuras 21 y 22). La ciudad de Barranquilla está ubicada a 7,5 km de la desembocadura del mar Caribe y debido a la dirección

del viento constante entre NE y E, conforme ya destacado anteriormente, esta es una fuente significativa al aerosol atmosférico.

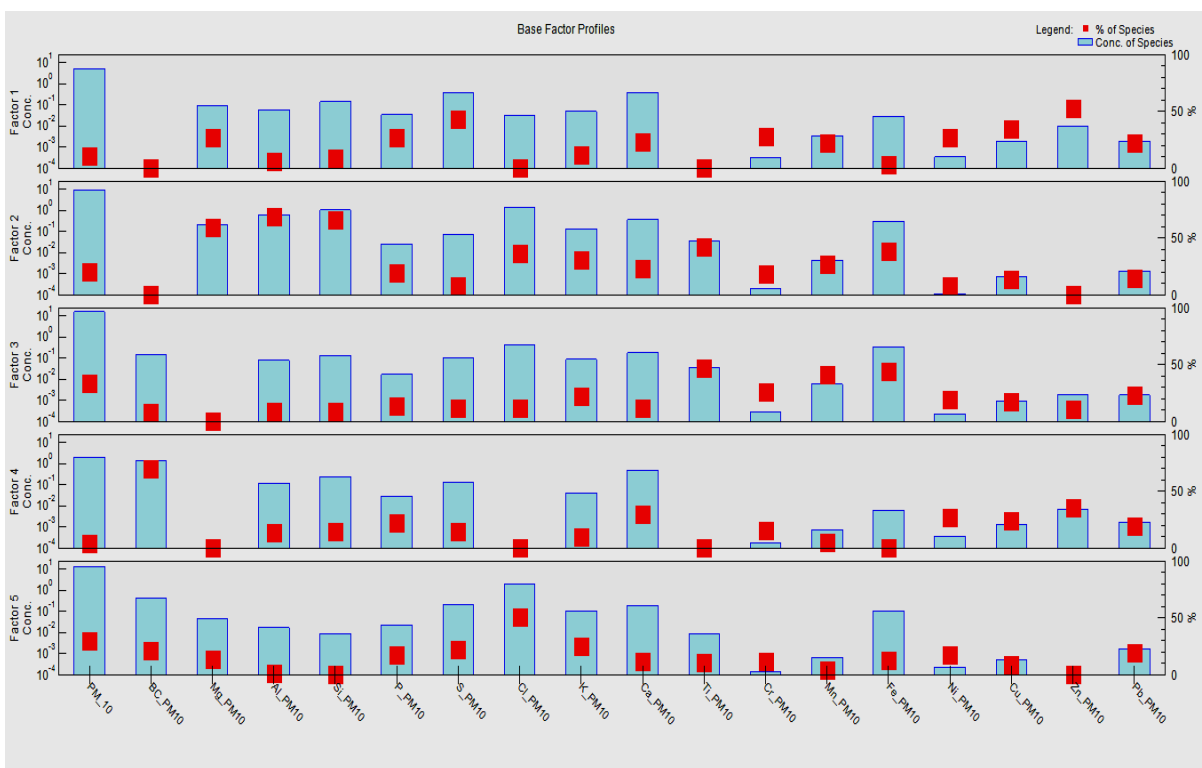


Figura 21.Perfiles de fuentes identificados para las muestras de PM₁₀, Masa de cada especie asignada al factor (barra azul, eje izquierdo) y el porcentaje de cada especie asociado al factor (cuadrado rojo, eje derecho).

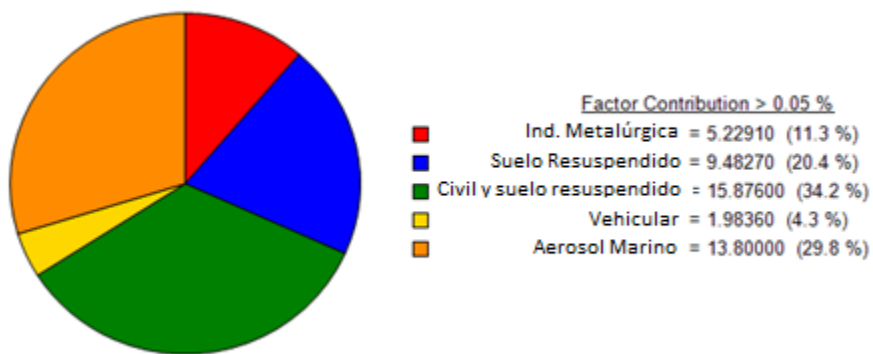


Figura 22.Aporte de la contribución de cada fuente (concentración en μg/m³ y %) a las concentraciones de PM₁₀.

En las Tablas 5 y 6 están presentadas las matrices de correlaciones de Spearman entre las concentraciones de PM y los elementos químicos asociados a las partículas. En rojo están presentadas las correlaciones correspondientes al PM_{10} , y en negro, las relacionadas con el $PM_{2.5}$. Como se puede observar, el PM_{10} y el $PM_{2.5}$ poseen una correlación altamente significativa ($\rho = 0,890$), indicando fuentes similares. Esta información igualmente fue confirmada por medio del modelo receptor presentado anteriormente, de manera que las dos fracciones presentaron fuentes similares de contribución, todavía variando los porcentajes de aporte. Resultados similares fueron observados en otros estudios (Yao et al., 2016; Li et al., 2016; Arana & Artaxo, 2014; Murillo et al., 2013; López et al., 2011).

Tabla 5.

Matriz de correlación de Spearman para PM₁₀ y PM_{2.5}. Las correlaciones en rojo corresponden a PM₁₀ y en negro a PM_{2.5}

	PM2.5	PM10	BC	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb	Na+	K+	Mg2+	Ca2+	Cl-	NO3-	SO42-
PM2.5	1.0	,890**	-0.2	0.1	,272*	,256*	,275*	0.0	,466**	,702**	0.0	,765**	,272*	,375**	,509**	,786**	,350**	0.0	-,270*	,396**							
PM10	,890**	1.0	-,318**	,319**	,392**	,377**	,294**	0.0	,611**	,813**	0.2	,842**	,223*	,467**	,472**	,869**	,337**	0.0	-,349**	,350**							
BC	-,328**	-,464**	1.0	-,397**	-,282**	-,294**	0.2	0.2	-,385**	-,276*	0.2	-,330**	,265*	0.0	0.1	-,351**	,280*	0.2	,488**	0.0							
Mg	,689**	,712**	-,380**	1.0	,848**	,836**	,377**	0.1	,688**	,635**	,414**	,407**	-0.2	0.1	0.1	,435**	-0.2	-0.1	-,352**	0.0							
Al	,598**	,551**	-,272*	,818**	1.0	,965**	,554**	0.0	,535**	,743**	,517**	,643**	-0.2	,272*	,367**	,647**	0.0	0.2	-,282**	,231*							
Si	,597**	,543**	-,257*	,821**	,999**	1.0	,554**	0.0	,524**	,704**	,502**	,615**	-0.2	,303**	,364**	,621**	0.0	0.2	-,273*	0.2							
P	,360**	,253*	0.2	,276*	,430**	,437**	1.0	,551**	0.2	,526**	,587**	,429**	0.1	,332**	,438**	,417**	,226*	,377**	0.1	0.2							
S	0.1	0.1	,246*	-0.1	-0.1	-0.1	,751**	1.0	0.0	0.0	,247*	0.0	,364**	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2	,287**	-0.1							
Cl	,609**	,629**	-,416**	,886**	,584**	,589**	0.0	-,270*	1.0	,742**	0.1	,413**	0.0	0.0	-0.1	,445**	0.0	-,370**	-,667**	0.0							
K	,702**	,580**	-0.1	,841**	,799**	,806**	,484**	0.1	,707**	1.0	,326**	,817**	0.1	,352**	,454**	,839**	,232*	0.1	-,402**	,262*							
Ca	,584**	,485**	0.0	,671**	,738**	,748**	,393**	0.0	,541**	,707**	1.0	,267*	0.0	,401**	,325**	,296**	0.0	,340**	,282**	0.0							
Ti	,608**	,557**	-,255*	,829**	,988**	,988**	,446**	-0.1	,604**	,815**	,736**	1.0	0.2	,546**	,660**	,980**	,305**	,246*	-,256*	,466**							
V	0.2	0.1	,308**	0.0	0.0	0.0	,291**	,416**	0.0	0.1	0.0	0.0	1.0	,218*	0.1	0.1	,431**	0.1	0.2	0.1							
Cr														1.0	,587**	,561**	,404**	,496**	0.1	,345**							
Mn	,366**	0.2	,299**	,276*	,525**	,534**	,392**	-0.1	0.1	,429**	,614**	,513**	0.1		1.0	,649**	,380**	,475**	0.2	,448**							
Fe	,624**	,569**	-,262*	,809**	,991**	,990**	,456**	0.0	,567**	,792**	,747**	,982**	0.0		,553**	1.0	,306**	,250*	-,251*	,454**							
Ni	0.0	0.0	,277*	-0.1	-0.1	-0.1	0.1	0.2	-0.2	0.0	-0.1	-0.1	,415**		,252*	-0.1	1.0	,250*	,245*	,256*							
Cu	-0.1	-0.1	0.2	-0.2	0.0	0.0	0.1	0.0	-,306**	-0.1	0.1	0.0	-0.1		,284**	0.0	0.1	1.0	,413**	,307**							
Zn	-,268*	-,361**	,555**	-,559**	-,407**	-,402**	0.1	,231*	-,614**	-,331**	-0.1	-,412**	0.1		,223*	-,385**	,289**	0.2	1.0	0.0							
Zn	-,268*	-,361**	,555**	-,559**	-,407**	-,402**	1.1	,231*	-,614**	-,331**	0.9	-,412**	1.1		,223*	-,385**	,289**	0.2	1.0	0.0							
Na+	,704**	,691**	-,363**	,760**	,508**	,512**	0.2	0.0	,787**	,668**	,480**	,540**	0.2		0.2	,525**	0.1	-,228*	-,442**	0.1	1.0						
K+	,288**	0.2	0.2	,232*	0.2	0.2	,241*	0.2	,236*	,417**	0.2	0.2	0.2		0.2	0.2	0.2	0.0	-0.1	0.1	,417*	1.0					
Mg2+	,690**	,664**	-,349**	,786**	,604**	,605**	0.2	-0.1	,784**	,717**	,567**	,616**	0.1		,248*	,618**	0.0	-0.2	-,427**	0.2	,931*	,436**	1.0				
Ca2+	,273*	0.2	-0.1	,342**	,465**	,472**	0.1	-0.1	,271*	,388**	,588**	,452**	-0.1		,344**	,455**	0.0	0.0	0.0	0.2	,369*	,295**	,487*	1.0			
Cl-	,466**	,399**	-,296**	,624**	,389**	,392**	0.0	-0.1	,703**	,561**	,471**	,405**	0.0		0.1	,393**	-0.1	-,292**	-,403**	0.0	,789*	,381**	,813*	,396**	1.0		
NO3-	0.0	0.0	-,248*	0.0	0.0	0.0	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1	0.0	-0.2		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	,237*	0.2	1.0	
SO42-	,231*	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	,488**	,674**	-0.1	0.2	0.1	0.0	,368**		0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	,282**	0.1	0.1	0.2	0.1	1.0

Tabla 6.

Matriz de correlación de Spearman entre las concentraciones de PM y las variables meteorológicas, Las correlaciones en rojo corresponden a PM₁₀ y en negro a PM_{2.5}

	PM2.5	PM10	BC	T °C	HR (%)	Rad	Σ (mm)	Pre Atm	VV m/s	DV
PM2_5	1.00	.890**	-.191	.035	-.212	.317**	-.206	-.051	.280*	-.351**
PM10	.890**	1.00	-.318**	.123	-.205	.467**	-.316**	-.199	.386**	-.343**
BC	-.328**	-.464**	1.00	-.300**	.214	-.474**	.383**	.328**	-.468**	.310**
T °C	.035	.123	-.196	1.00	-.413**	.436**	-.257*	-.515**	-.056	.035
HR (%)	-.212	-.205	.274*	-.413**	1.00	-.561**	.363**	.270*	-.439**	.033
Rad	.317**	.467**	-.573**	.436**	-.561**	1.00	-.474**	-.364**	.571**	-.201
Σ (mm)	-.206	-.316**	.401**	-.257*	.363**	-.474**	1.00	.266*	-.498**	.149
Pre Atm	-.051	-.199	.215	-.515**	.270*	-.364**	.266*	1.00	-.218*	.029
VV m/s	.280*	.386**	-.585**	-.056	-.439**	.571**	-.498**	-.218*	1.00	-.295**
DV	-.351**	-.343**	.322**	.035	.033	-.201	.149	.029	-.295**	1.00

Como queda evidenciado en esta Tabla 5, los elementos químicos que aportan de manera significativa a las concentraciones del PM_{2.5} son Al, Si, P, Cl, K, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Pb, Na⁺, K⁺, Ca, Cl⁻, Mg, SO₄²⁻. Conforme descrito en el modelo receptor, esas fuentes están asociadas a la combustión de aceite combustible e industrias de fertilizantes, aerosol marino, fuentes secundarias y obras civiles, fuentes vehiculares y resuspensión de suelo. Como presentado anteriormente, el Factor 1 del modelo receptor para el PM_{2.5} está relacionado con la contribución de S, V, K⁺ y SO₄²⁻, y como se puede observar esos elementos igualmente presentan una correlación significativa en la matriz de correlación. Como se indicó anteriormente, esta fuente está asociada con metalurgia y obras civiles. El factor 2 clasificado como aerosol marino, está caracterizado por la influencia de las concentraciones de Cl y Na⁺ que igualmente presentan correlación significativa entre sí ($p = 0,787$). También se observan correlaciones significativas para los factores 3 (correlación entre Ca²⁺ y NO₃⁻ es de 0,237), Factor 4 (correlaciones entre BC y Mn $p = 0,299$ y entre BC y Zn $p = 0,555$) y para el factor 5, donde Al, Si, Ti, Fe, Mn, presentaron correlaciones significativas superiores a 0,5. De esta manera, todas las correlaciones

significativas encontradas sirven de soporte para establecer las fuentes arrojadas por el modelo receptor (PMF).

En lo que se refiere a la influencia de las variables meteorológicas (Tabla 6), afectan a las concentraciones de $PM_{2.5}$ la radiación solar ($\rho = 0,317$) y la Velocidad del Viento ($\rho = 0,280$).

Las condiciones secas favorecen la resuspensión de las partículas finas que llegan a estar suspendidas en el aire creando una columna o tolvana (Pedro, Márgez, Sukla, Wang, & Arratia, 2011).

El PM_{10} presenta un comportamiento similar dónde recibe la contribución significativa de los mismos elementos que el $PM_{2.5}$. La matriz de correlaciones para el PM_{10} igualmente presenta resultados en concordancia con los indicados en el modelo receptor. Por ejemplo, el factor 1 que se denominó industria de metalurgia para el PM_{10} caracterizado por las contribuciones de S, Zn y Cu presentan correlaciones significativas entre estos elementos ($S-Zn = 0,287$ y $Zn-Cu = 0,413$). Comportamiento similar es observado para el factor 2 clasificado como suelo resuspendido debido a sus aportes de Mg, Al, Si, Fe, Ti, todos con correlaciones significativas entre si superiores a 0,4. El factor 3 clasificado como una fuente mixta denominada construcción y suelo resuspendido debido a sus aportes de Ti, Fe, Mn presentó correlaciones significativas superiores a 0,6. El factor 4 con presencia de BC, Ca y Zn presentó correlaciones significativas entre el BC y Zn ($\rho = 0,488$) y está asociado a tráfico Vehicular. El factor 5, clasificado con aerosol marino presentó apenas el aporte significativo de Cl.

En lo que se refiere a la influencia de los parámetros meteorológicos el comportamiento también es igual a lo observado para el $PM_{2.5}$, con excepción de la precipitación que en el caso de la fracción de PM_{10} presenta una influencia significativa ($\rho = -0,316$). Esta correlación inversa entre precipitación y PM_{10} está relacionada a los procesos de arrastre de la lluvia de las partículas

más gruesas resuspendidas en el aire (Blanco-Becerra, Gáfarro-Rojas, & Rojas-Roa, 2015; Pillai, Suresh Babu, & Krishna Moorthy, 2002).

Por su parte, las concentraciones elementales promedio medidas en este estudio para la ciudad de Barranquilla se compararon con otras investigaciones como se puede observar en la Tabla 6. En los estudios analizados, la relaciones entre las fracciones no son muy similares. Las mayores concentraciones se presentaron en Guangzhou-China, en el Amazonas-Brasil, y en Galicia-España. Eso se debe principalmente a los elementos antropogénicos que generan un impacto ambiental, causando aumento de la contribución de estas concentraciones de los contaminantes atmosféricos (López et al., 2011). Comparando la proporción de la fracción fina respecto a la gruesa obtenida en este estudio (26%) con los otros países relacionados en la tabla resulta siendo relativamente menor, sin embargo, el resultado es similar al hallado en Barcelona, España, que arrojó una contribución del 29%. Por su parte, el BC fue un componente importante evaluado en este estudio, comparando el resultado con los trabajos realizados por (Arana, 2014) en Brasil, las concentraciones fueron similares.

Los componentes de mayor contribución para la fracción fina (PM_{2.5}) fueron Al, Si, Ca, Fe, BC y para el PM₁₀ los mayores aportes fueron para Mg, Si, S, K, Ca, Fe para los estudios indicados, los cuales no tuvieron diferencia significativa con nuestros resultados. Ni, Pb, Cu, Pb, As, Se y Cd se encuentran principalmente en la fracción PM_{2.5}, mientras que Mg, Ti, Mn, K, Zn, Al, Fe, Ca, principalmente en fracción de PM₁₀, esto se debe a las distintas fuentes asociadas a cada fracción. Debido a que grandes cantidades de carbono, componentes iónicos y principales elementos de la corteza se incluyen comúnmente en la mayoría de las fuentes, las fuentes se pueden clasificar de manera específica y distintiva (Morales, 2018). Para la fracción fina, en cuanto a los iones solubles, no mostraron mucha variación en comparación con los otros

estudios, las mayores contribuciones se presentaron para Sulfatos SO_4^{2-} y Nitratos NO_3^- (Murillo et al., 2013; Wang et al., 2006).

Cabe resaltar que todos los estudios presentados en esta comparación fueron realizados en zonas urbanas y semi urbanas. Estas áreas suelen estar afectadas por distintas fuentes de contribución en las se destacan emisiones por fuentes vehiculares, resuspensión de suelo, y emisiones industriales, fuentes que tuvieron relación con las encontradas en nuestro estudio.

Tabla 7.

Comparación de las concentraciones de PM y elementos químicos obtenidos en este estudio con otras investigaciones.

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Este estudio (a)	Taiwan, China (b)	Cordoba, Argentina (C)		Belen, Costa Rica (d)	Guangzh ou, China (e)	Rebio Cuieiras, Brasil (f)		España, Barcelo na (g)	Amazo nas, Brasil (h)	Ciuda d de Méxic o, Méxic o (i)	Galic ia, Espa ña (j)	Navi Mumb ai, India (k)
			Sitio 1	Sitio 2			Estaci òn Seca	Estaciòn Lluviosa					
<i>PM_{2,5}</i>	12,01	34,00	70,87	66,99	36	103,35	7,36	34,05	35	4,87	56	13,46 7	42
<i>PM₁₀</i>	46,67	52,40	106,71	101,09	52	144,52	6,07	11,31	119,10	5,95	95	18,87 7	71
<i>PM_{2.5}/P M₁₀</i>	26%	65%	66%	66%	69%	72%	12%	30%	29%	81%	58%	71%	59%
<i>BC_{PM} 2.5</i>	1,14	-	-	-	-	-	0,57	2,70	-	0,32	-		
<i>BC_{PM} 10</i>	2,13	-	-	-	-	-	0,04	0,22	-	0,06	-		
<i>Mg_F</i>	0,21	0,32	-	-	0,15	0,31	0,01	0,03	0,08		0,3	0,14	0,22
<i>Al_F</i>	0,37	1,01	0,02	0,00	0,35	1,71	0,03	0,15		0,02	1,2		0,45
<i>Si_F</i>	0,58	-	4,21	3,80	4,21	-	0,03	0,15		0,03	1,9	0,84	
<i>P_F</i>	0,08	-	-	-	-	-	0,01	0,02	0,03	0,002	-	0,023	0,028
<i>S_F</i>	0,81	-	0,13	0,14	-	-	0,35	0,63		0,22	-	1,503	
<i>Cl_F</i>	0,74	-	-	-	-	-	0,00	0,02	0,59	0,002	-		0,26
<i>K_F</i>	0,16	-	0,23	0,17	0,12	2,71	0,18	0,49	0,48	0,09	-	0,37	0,28
<i>Ca_F</i>	0,18	0,89	0,23	0,29	0,23	1,44	0,01	0,02	0,51	0,005	0,7	0,222	0,31
<i>Ti-F</i>	0,02	0,02	0,01	0,02	-	0,03	0,00	0,01	0,02	0,0002	0,3	0,004	0,023
<i>V_F</i>	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,07	0,00	0,00	0,009	0,0003	0,02	0,015	0,009 1
<i>Mn_F</i>	0,00	0,01	0,01	0,01	0,35	-	0,00	0,00	0,014	0,0003	0,05	0,003	0,009 2
<i>Fe_F</i>	0,20	0,17	0,33	0,35	0,21	0,03	0,02	0,13	0,26	0,019	2,7	0,063	0,31
<i>Ni_F</i>	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,006	0,0002	0,03	0,004	0,006 3
<i>Cu_F</i>	0,00	0,01	0,01	0,01	0,10	0,10	0,00	0,00	0,052	0,0008	0,15	0,028	0,006 2
<i>Zn_F</i>	0,01	0,10	0,03	0,03	-	0,86	0,00	0,00	0,178	0,001	0,60	0,017	0,064
<i>Pb_F</i>	0,01	0,02	0,00	0,00	0,01	-	0,00	0,01	0,130	0,0024	0,18	0,007	0,036

<i>Mg_PM10</i>	0,38	-	0,51	1,95	17,80	2,00	-	0,15	0,32	1,05	0,02	0,04	0,29	0,002	4,1	0,4	0,153	0,68
<i>Si_PM10</i>	1,58	-	0,25	1,95	17,80	2,00	-	0,15	0,32	1,05	0,02	0,04	0,29	0,002	4,1	0,4	0,153	0,68
<i>Al_PM10</i>	0,14	-	-	-	-	-	-	0,02	0,03	0,04	0,022	-	0,014	-	0,044	-	-	-
<i>S_PM10</i>	0,94	1,49	0,29	0,10	0,08	0,74	8,06	0,06	0,04	5	0,050	0,028	2,9	-	0,99	-	1,65	-
<i>Cl_PM10</i>	4,03	-	-	-	-	-	-	0,03	0,01	1,10	0,025	-	-	-	2,3	-	-	-
<i>K_PM10</i>	0,42	-	1,93	1,70	0,23	3,38	0,07	0,15	0,56	0,071	-	0,175	-	-	0,43	-	-	-
<i>Ca_PM10</i>	1,70	1,07	3,88	3,93	0,37	4,29	0,02	0,04	2,25	0,016	1,5	0,134	-	-	2,4	-	-	-
<i>Ti_PM10</i>	0,08	0,06	0,32	0,27	-	0,14	0,00	0,02	0,05	0,0004	0,3	0,007	-	-	0,17	-	-	-
<i>V_PM10</i>	0,01	0,01	0,02	0,02	-	0,08	0,00	0,00	0,013	0,0002	0,03	0,005	-	-	0,0072	-	-	-
<i>Cr_PM10</i>	0,00	0,03	0,01	0,01	0,01	0,08	0,00	0,00	0,006	0,0002	0,07	-	-	-	0,026	-	-	-
<i>Mn_PM10</i>	0,02	0,02	0,09	0,07	0,14	0,10	0,00	0,00	0,024	0,0005	0,06	0,005	-	-	0,041	-	-	-
<i>Fe_PM10</i>	0,82	0,57	3,80	3,05	0,55	0,13	0,03	0,26	0,89	0,035	3,3	0,137	-	-	1,9	-	-	-
<i>Ni_PM10</i>	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,04	0,00	0,00	0,007	0,000003	0,05	0,003	-	-	0,0023	-	-	-
<i>Cu_PM10</i>	0,01	0,02	0,03	0,01	0,15	0,02	0,00	0,00	0,074	0,00024	0,18	0,008	-	-	0,019	-	-	-
<i>Zn_PM10</i>	0,02	0,13	0,06	0,03	-	0,90	0,00	0,00	0,25	0,00089	0,64	0,016	-	-	0,084	-	-	-
<i>Pb_PM10</i>	0,01	0,02	0,01	0,00	0,01	-	0,00	0,01	0,149	0,000004	0,33	0,008	-	-	0,024	-	-	-
Región	Urbana	Urbana	Semi Urbano	Industrial	Urbana	Urbana	Urbana	Urbana	Semi Urbana	Urbana	Semi-Urbana	Urbana-Residencial						

*Nota: (a) este estudio; (b) Chin et al., 2016; (c) López et al., 2011; (d) Murillo et al., 2013; (e) Wang et al., 2006; (f) Arana, 2014; (g) Querol et al., 2001; (h) de Oliveira Alves et al., 2015; (i) Mugica et al., 2009; (j) Salvador, Artífiano, Querol, Alastuey, & Costoya, 2007); (k) Police et al., 2018

7. Conclusiones

En este estudio se analizaron las principales fuentes asociadas al PM en la ciudad de Barranquilla. El análisis de las concentraciones del PM_{2.5} y PM₁₀ arrojaron que para la fracción fina (PM_{2.5}) se obtuvo una concentración promedio de 12,0 µg/m³ y para la fracción gruesa (PM₁₀) fue de 46,6 µg/m³. La relación que existe entre las concentraciones de PM₁₀ y PM_{2.5} se observa que la fracción fina corresponde, en promedio, al 26% de las concentraciones de la fracción gruesa. Eso representa una baja predominancia de la fracción fina, lo que está asociado a la ubicación costera del área de estudio, y refleja una fuerte influencia de la variabilidad meteorológica, especialmente la velocidad y dirección del viento.

La caracterización química, la cual, cumplió con los estándares esperados, logró estudiar las propiedades químicas del PM, obteniendo que las especies más abundantes en masa para el PM_{2.5} fueron el Black Carbon (BC) y las especies no metálicas Azufre (S) y Cloro (Cl). Para el PM₁₀ las especies más significativas son Black Carbon (BC), Cloro (Cl) y Calcio (Ca). Todavía, para futuras investigaciones, se recomienda igualmente la determinación de los niveles de carbono orgánico y carbono elemental asociado al PM, dado que esos elementos constituyen importante fracción del material particulado atmosférico.

Con la aplicación del modelo receptor PMF, fue posible determinar los factores asociados a las concentraciones de PM. Las fuentes prioritarias para el PM_{2.5} fueron combustión de aceite combustible e industria de fertilizantes (36%) y suelo resuspendido (22,3%), mientras que para el PM₁₀ se destacaron las contribuciones de obras civiles y suelo resuspendido (34,2%) y aerosol marino (29,8%). Esos aportes están asociados principalmente a las fuentes locales. Sin embargo, igualmente se recomienda un análisis de trayectorias para identificar la contribución del

transporte regional, en especial para los procesos de quema de biomasa que pueden venir desde Venezuela, así como el transporte del PM originado en el desierto del Sahara.

Los resultados obtenidos en la presente investigación proporcionan información importante sobre la concentración de las especies químicas del material particulado atmosférico (PM10 y PM2.5) en la ciudad de Barranquilla. Se identificaron y estimaron las contribuciones de las diferentes fuentes lo cual permitirá fortalecer la capacidad científica, así como la apropiación y transferencia del conocimiento a las autoridades ambientales, generando una confiabilidad para el análisis de la calidad del aire que respira Barranquilla, y así puedan brindar soluciones y/o políticas de mejora para mitigar los impactos ambientales de la región.

8. Recomendaciones

Para posteriores estudios, se recomienda incluir un mayor número de especies químicas, para obtener un panorama más completo de la composición química del contaminante.

También realizar un estudio temporal, o sea, en las distintas etapas climáticas del año (temporada seca y temporada lluviosa).

Además, instalar otros puntos de muestreo en el fondo urbano y rural que permita abarcar más información y tener una visión más completa las fuentes que contribuyen en la ciudad.

Un componente importante pero no medido en este estudio son el carbono orgánico y elemental, lo cual se recomienda estimar para profundizar en las fuentes de contribución.

A su vez, se recomienda estudiar la dispersión del contaminante por medio de modelos de dispersión y analizar los aportes de posibles fuentes de contribución externas de otras áreas o sectores.

También, es necesario que se evalúe el efecto de estos contaminantes en la salud de la población Barranquillera.

9. Referencias

- Alastuey, A., Mantilla, E., Querol, X., & Rodríguez, S. (2000). Estudio y evaluación de la contaminación atmosférica por material particulado en España: necesidades derivadas de la propuesta de la directiva del consejo relativa a partículas PM_{10} y $PM_{2.5}$ e implicaciones en la industria cerámica. *Boletín de La Sociedad Española de Cerámica y Vidrio*, 39(1), 135–148. <https://doi.org/10.3989/cyv.2000.v39.i1.882>
- Aldabe, J., Elustondo, D., Santamaría, C., Lasheras, E., Pandolfi, M., Alastuey, A., ... Santamaría, J. M. (2011). Chemical characterisation and source apportionment of $PM_{2.5}$ and PM_{10} at rural, urban and traffic sites in Navarra (North of Spain). *Atmospheric Research*, 102(1–2), 191–205. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.07.003>
- Aluanlli, P. (2008). Aportes De Fuentes Al Material Particulado Fino Y Grueso En Santiago Usando Factorización De Matrices Positivas (Pmf).
- Álvarez, C. (2014). Cromatografía de intercambio ionico.
- Amato, F., Favez, O., Pandolfi, M., Alastuey, A., Querol, X., Moukhtar, S., ... Sciare, J. (2016). Traffic induced particle resuspension in Paris: Emission factors and source contributions. *Atmospheric Environment*, 129, 114–124. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.01.022>
- Arana, A. (2014). AEROSSÓIS ATMOSFÉRICOS NA AMAZÔNIA: COMPOSIÇÃO ORGÂNICA E INORGÂNICA EM REGIÕES COM DIFERENTES USOS DO SOLO.
- Arana, Andréa, & Artaxo, P. (2014). Composição elementar do aerossol atmosférico na região central da bacia amazônica. *Quimica Nova*, 37(2), 268–276. <https://doi.org/10.5935/0100-4042.20140046>

- Arciniégas, C. (2015). Diagnóstico Y Control De Material Particulado: Partículas Suspendidas Totales Y Fracción Respirable Pm10. *Luna Azul*, (34), 195–213.
<https://doi.org/10.17151/luaz.2012.34.12>
- Argumedo, C. D., & Castillo, J. F. (2016). Chemical characterization of particulated atmospheric matter PM10 in Guajira, Colombia. *Revista Colombiana de Quimica*, 45(2), 19–29.
<https://doi.org/10.15446/rev.colomb.quim.v45n2.56991>
- Arjona, A. (2006). Determinación de la calidad del aire en interiores por PM10.
- Barranquilla Verde. (2016). Inventario de Emisiones Atmosféricas Barranquilla, Atlántico.
Retrieved from http://barranquillaverde.gov.co/storage/app/media/calidad-aire/inv_emisiones_atmosfericas_v4.pdf
- Bhuyan, P., Deka, P., Prakash, A., Balachandran, S., & Hoque, R. R. (2018). Chemical characterization and source apportionment of aerosol over mid Brahmaputra Valley, India. *Environmental Pollution*, 234, 997–1010. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.009>
- Blanco-Becerra, L. C., Gáfarro-Rojas, A. I., & Rojas-Roa, N. Y. (2015). Influence of precipitation scavenging on the PM2.5/PM10 ratio at the Kennedy locality of Bogotá, Colombia. *Revista Facultad de Ingenieria*, 2015(76), 58–65.
<https://doi.org/10.17533/udea.redin.n76a07>
- Brito, J., Rizzo, L. V., Herckes, P., Vasconcellos, P. C., Caumo, S. E. S., Fornaro, A., ... Andrade, M. F. (2013). Physical–chemical characterisation of the particulate matter inside two road tunnels in the São Paulo Metropolitan Area. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(24), 12199–12213. <https://doi.org/10.5194/acp-13-12199-2013>
- Bruno, R. L., Almeida, A. F., Nascimento Filho, V., Aguiar, M. L., Gonçalves, J. A. S., &

- Coury, J. R. (2004). Atmospheric particulate matter in the city of São Carlos/SP, Brazil. *International Journal of Environment and Pollution*, 22(4), 476–489.
<https://doi.org/10.1504/IJEP.2004.005682>
- Canales-Rodríguez, M. A., Quintero-Núñez, M., Castro-Romero, T. G., & García-Cuento, R. O. (2014). Las partículas respirables PM10 y su composición química en la zona Urbana y rural de Mexicali, Baja California en México. *Informacion Tecnologica*, 25(6), 13–22.
<https://doi.org/10.4067/S0718-07642014000600003>
- Carolina, A., & Cifuentes, B. (2009). Evaluación de iones presentes en PM2.5, de las localidades de Fontibón y Kennedy en ambientes intra y extramurales.
- Carvalho, R. B., Rhoden, C. R., Amantéa, S. L., Barbosa, F., Batista, B. L., Simonetti, J., & Carneiro, M. F. H. (2018). The impact of occupational exposure to traffic-related air pollution among professional motorcyclists from Porto Alegre, Brazil, and its association with genetic and oxidative damage. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(19), 18620–18631. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2007-1>
- César, J., Molina, S., & Echeverri, C. A. (2004). Partículas suspendidas (PST) y partículas respirables (PM 10) en el Valle de Aburrá , Colombia Total suspended particles (TSP) and breathable particles (PM 10) in Aburra Valley , Colombia. (December 2014), 7–16.
- Cesari, D., De Benedetto, G. E., Bonasoni, P., Busetto, M., Dinoi, A., Merico, E., ... Contini, D. (2018). Seasonal variability of PM2.5 and PM10 composition and sources in an urban background site in Southern Italy. *Science of the Total Environment*, 612, 202–213.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.230>
- Chen, P., Wang, T., Lu, X., Yu, Y., Kasoar, M., Xie, M., & Zhuang, B. (2017). Source

apportionment of size-fractionated particles during the 2013 Asian Youth Games and the 2014 Youth Olympic Games in Nanjing, China. *Science of the Total Environment*, 579, 860–870. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.014>

Cheung, K. L., Ntziachristos, L., Tzamkiozis, T., Schauer, J. J., Samaras, Z., Moore, K. F., & Sioutas, C. (2010). Emissions of particulate trace elements, metals and organic species from gasoline, diesel, and biodiesel passenger vehicles and their relation to oxidative potential. *Aerosol Science and Technology*, 44(7), 500–513. <https://doi.org/10.1080/02786821003758294>

CIOH. (2007). *Climatología De Los Principales Puertos Del Caribe Colombiano Barranquilla*. Retrieved from https://www.cioh.org.co/derrotero/images/PDFExternos/Climatologia_Barranquilla.pdf

Contini, D., Genga, A., Cesari, D., Siciliano, M., Donateo, A., Bove, M. C., & Guascito, M. R. (2010). Characterisation and source apportionment of PM₁₀ in an urban background site in Lecce. *Atmospheric Research*, 95(1), 40–54. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.07.010>

Contini, Daniele, Cesari, D., Conte, M., & Donateo, A. (2016). Application of PMF and CMB receptor models for the evaluation of the contribution of a large coal-fired power plant to PM₁₀ concentrations. *Science of the Total Environment*, 560–561, 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.031>

CRA. (2005). *Diagnostico Integral Sector De fundición en el Dpto del Atlantico*.

D'Angiola, A., Dawidowski, L. E., Gómez, D. R., & Osses, M. (2010). On-road traffic emissions in a megacity. *Atmospheric Environment*, 44(4), 483–493. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.11.004>

Damasceno, M. V. A. (2009). EMISSÕES VEICULARES EM SÃO PAULO:

QUANTIFICAÇÃO DE FONTES COM MODELOS RECEPTORES E

CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL CARBONÁCEO. 174.

Davidson, C. I., Phalen, R. F., & Solomon, P. A. (2005). Airborne particulate matter and human health: A review. *Aerosol Science and Technology*, 39(8), 737–749.

<https://doi.org/10.1080/02786820500191348>

De, M. D. E. L. P., & Handbook, P. (2015). Manual del Puerto de Barranquilla.

de Oliveira Alves, N., Brito, J., Caumo, S., Arana, A., de Souza Hacon, S., Artaxo, P., ... de

Castro Vasconcellos, P. (2015). Biomass burning in the Amazon region: Aerosol source

apportionment and associated health risk assessment. *Atmospheric Environment*, 120, 277–

285. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.059>

Del, A., & Urbano, C. (2017). Caracterización Química Del Material Particulado Atmosférico

Del Centro Urbano De Huancayo, Perú. *Revista de La Sociedad Química Del Perú*, 83(2),

187–199.

Echeverri Londoño, C., & Maya Vasco, G. (2008). Relación entre las partículas finas (PM 2.5) y

respirables PM 10) en la ciudad de Medellín. *Revista de Ingenierías: Universidad de*

Medellín, 7(12), 23–42.

El-Zanan, H. S., Zielinska, B., Mazzoleni, L. R., & Hansen, D. A. (2009). Analytical

determination of the aerosol organic mass-to-organic carbon ratio. *Journal of the Air and*

Waste Management Association, 59(1), 58–69. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.59.1.58>

Fang, C., Zhong, S., & Cai, W. (2015). The pancreatic surgery in the era of digital medical

science. *Digital Medicine*, 1(1), 17. <https://doi.org/10.4103/2226-8561.166365>

Farahmandkia, Z., Moattar, F., Zayeri, F., Sadegh Sekhavatjou, M., & Mansouri, N. (2017).

Contribution of point and small-scaled sources to the PM₁₀ emission using positive matrix factorization model. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 15(1), 1–11. <https://doi.org/10.1186/s40201-016-0265-8>

Fine, P. M., Cass, G. R., & Simoneit, B. R. T. (2004). Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Fireplace Combustion of Wood Types Grown in the Midwestern and Western United States. *Environmental Engineering Science*, 21(3), 387–409. <https://doi.org/10.1089/109287504323067021>

Galán Madruga, D., & Fernández Patier, R. (2006). Implicación de los NO_x en la Química Atmosférica. *M+A, Revista Electrónica y de Medioambiente*, (2), 6. <https://doi.org/10.5209/MARE.16109>

Galvão, E. S., Reis, N. C., Lima, A. T., Stuetz, R. M., D'Azeredo Orlando, M. T., & Santos, J. M. (2019). Use of inorganic and organic markers associated with their directionality for the apportionment of highly correlated sources of particulate matter. *Science of the Total Environment*, 651, 1332–1343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.263>

Gao, J., Peng, X., Chen, G., Xu, J., Shi, G. L., Zhang, Y. C., & Feng, Y. C. (2016). Insights into the chemical characterization and sources of PM_{2.5} in Beijing at a 1-h time resolution. *Science of the Total Environment*, 542, 162–171. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.082>

Gonzalez, L. T. (2018). CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y MORFOLÓGICA DEL MATERIAL PARTICULADO SUSPENDIDO DEL ÁREA METROPOLITANA DE MONTERREY Y SUS POSIBLES FUENTES DE EMISIÓN.

- González, Y. (2012). Caracterización físico-química del material particulado atmosférico de origen industrial en Andalucía.
- Gozzi, F, Ventura, G. Della, Marcelli, A., & Lucci, F. (2017). 201-JMES-2584-Gozzi. 8(6), 1901–1909.
- Gozzi, Fernando, Della Ventura, G., & Marcelli, A. (2016). Mobile monitoring of particulate matter: State of art and perspectives. *Atmospheric Pollution Research*, 7(2), 228–234. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2015.09.007>
- Gu, J., Du, S., Han, D., Hou, L., Yi, J., Xu, J., ... Bai, Z. P. (2014). Major chemical compositions, possible sources, and mass closure analysis of PM_{2.5} in Jinan, China. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 7(3), 251–262. <https://doi.org/10.1007/s11869-013-0232-9>
- Hadley, O. L. (2017). Background PM_{2.5} source apportionment in the remote Northwestern United States. *Atmospheric Environment*, 167, 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.030>
- Hao, Y., Meng, X., Yu, X., Lei, M., Li, W., Shi, F., ... Xie, S. (2018). Characteristics of trace elements in PM_{2.5} and PM₁₀ of Chifeng, northeast China: Insights into spatiotemporal variations and sources. *Atmospheric Research*, 213(June), 550–561. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.07.006>
- Health Effects Institute. (2017). State of Global Air 2017. Retrieved from https://www.stateofglobalair.org/sites/default/files/soga_2019_report.pdf
- Heimann, I., Bright, V. B., McLeod, M. W., Mead, M. I., Popoola, O. A. M., Stewart, G. B., & Jones, R. L. (2015). Source attribution of air pollution by spatial scale separation using high spatial density networks of low cost air quality sensors. *Atmospheric Environment*, 113,

10–19. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.04.057>

Holgado, F. R. (2015). TESIS DOCTORAL DESARROLLO Y APLICACIÓN DE
METODOLOGÍAS DEPOSICIONES ATMOSFÉRICAS Fernando Rueda Holgado

Departamento de Química Analítica , 2015 Conformidad de los directores :

IPCC. (2013). 7: Clouds and Aerosols BT - Climate Change 2013: The Physical Science Basis.

Climate Change 2013: The Physical Science Basis, (January 2014), 1–149. Retrieved from
[papers3://publication/uuid/E639F41C-F434-44A7-8BF5-328433DDAF9B](https://publications.wmo.int/publication/uuid/E639F41C-F434-44A7-8BF5-328433DDAF9B)

Jain, S., Sharma, S. K., Mandal, T. K., & Saxena, M. (2018). Source apportionment of PM 10 in
Delhi, India using PCA/APCS, UNMIX and PMF. *Particuology*, 37, 107–118.

<https://doi.org/10.1016/j.partic.2017.05.009>

Jaiprakash, & Habib, G. (2017). Chemical and optical properties of PM2.5 from on-road
operation of light duty vehicles in Delhi city. *Science of the Total Environment*, 586, 900–
916. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.070>

Jerónimo, E. (2012). CAPA LIMITE, REFLECTANCIA Y ESPESOR OPTICO DE
AEROSOL SOBRESANTIAGO PROYECTO.

Karagulian, F., Belis, C. A., Dora, C. F. C., Prüss-Ustün, A. M., Bonjour, S., Adair-Rohani, H.,
& Amann, M. (2015). Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A
systematic review of local source contributions at global level. *Atmospheric Environment*,
120, 475–483. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.087>

Kholod, N., & Evans, M. (2016). Reducing black carbon emissions from diesel vehicles in
Russia: An assessment and policy recommendations. *Environmental Science and Policy*, 56,
1–8. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.017>

- Kirchstetter, T. W., Aguiar, J., Tonse, S., Fairley, D., & Novakov, T. (2008). Black carbon concentrations and diesel vehicle emission factors derived from coefficient of haze measurements in California: 1967-2003. *Atmospheric Environment*, 42(3), 480–491. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.063>
- Lenschow, P., Abraham, H., Kutzner, K., Lutz, M., Preub, J., & Reichenbächer, W. (2010). ENVIRONMENT Some ideas about the sources of PM₁₀. 0(0 1), 23–33.
- Levy, I., Mihele, C., Lu, G., Narayan, J., & Brook, J. R. (2014). Evaluating multipollutant exposure and urban air quality: Pollutant interrelationships, neighborhood variability, and nitrogen dioxide as a proxy pollutant. *Environmental Health Perspectives*, 122(1), 65–72. <https://doi.org/10.1289/ehp.1306518>
- Li, J., Chen, B., de la Campa, A. M. S., Alastuey, A., Querol, X., & de la Rosa, J. D. (2018). 2005–2014 trends of PM₁₀ source contributions in an industrialized area of southern Spain. *Environmental Pollution*, 236, 570–579. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.101>
- Li, T. C., Yuan, C. S., Huang, H. C., Lee, C. L., Wu, S. P., & Tong, C. (2016). Inter-comparison of Seasonal Variation, Chemical Characteristics, and Source Identification of Atmospheric Fine Particles on Both Sides of the Taiwan Strait. *Scientific Reports*, 6(November 2015), 1–16. <https://doi.org/10.1038/srep22956>
- Liu, B., Song, N., Dai, Q., Mei, R., Sui, B., Bi, X., & Feng, Y. (2016). Chemical composition and source apportionment of ambient PM_{2.5} during the non-heating period in Taian, China. *Atmospheric Research*, 170, 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.11.002>
- Liu, Y., Xing, J., Wang, S., Fu, X., & Zheng, H. (2018). Source-specific speciation profiles of PM_{2.5} for heavy metals and their anthropogenic emissions in China. *Environmental*

Pollution, 239, 544–553. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.047>

López, M. L., Ceppi, S., Palancar, G. G., Olcese, L. E., Tirao, G., & Toselli, B. M. (2011).

Elemental concentration and source identification of PM₁₀ and PM_{2.5} by SR-XRF in Córdoba City, Argentina. *Atmospheric Environment*, 45(31), 5450–5457.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.07.003>

Lowenthal, D. H., El-Zanan, H. S., Zielinska, B., Chow, J. C., & Kumar, N. (2004).

Determination of the organic aerosol mass to organic carbon ratio in IMPROVE samples {PRIVATE}. *Regional and Global Perspectives on Haze*, 134 VIP, 721–724.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.01.005>

Lu, Z., Liu, Q., Xiong, Y., Huang, F., Zhou, J., & Schauer, J. J. (2018). A hybrid source

apportionment strategy using positive matrix factorization (PMF) and molecular marker chemical mass balance (MM-CMB) models. *Environmental Pollution*, 238, 39–51.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.091>

Luís, I., Calesso, E., Agudelo-castañeda, D. M., Silva, G., Balzaretti, N., Ferreira, M., ...

Oliveira, S. (2016). Science of the Total Environment FTIR analysis and evaluation of carcinogenic and mutagenic risks of nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons in PM₁₀. *Science of the Total Environment*, 541, 1151–1160.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.142>

Ma, Y., Cheng, Y., Qiu, X., Lin, Y., Cao, J., & Hu, D. (2016). A quantitative assessment of

source contributions to fine particulate matter (PM_{2.5})-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their nitrated and hydroxylated derivatives in Hong Kong.

Environmental Pollution, 219, 742–749. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.034>

Madrazo, J., Clappier, A., Belalcazar, L. C., Cuesta, O., Contreras, H., & Golay, F. (2018).

Screening differences between a local inventory and the Emissions Database for Global Atmospheric Research (EDGAR). *Science of the Total Environment*, 631–632, 934–941.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.094>

Maldonado, M. J. (2012). Caracterización del material particulado suspendido PM10 de la red de monitoreo de aire de la ciudad de Quito de los años 2009 y 2010 por Espectroscopía de Absorción Atómica. (Vol. 5).

Manjarrés García, G., Manjarrés Pinzón, G., & Linero Cueto, J. (2005). Composition and concentration of aerial particulate material in a sector of santa marta city (Magdalena, Colombia). *Intropica*, 23–33.

Manousakas, M., Diapouli, E., Papaefthymiou, H., Kantarelou, V., Zarkadas, C., Kalogridis, A. C., ... Eleftheriadis, K. (2018). XRF characterization and source apportionment of PM10 samples collected in a coastal city. *X-Ray Spectrometry*, 47(3), 190–200.
<https://doi.org/10.1002/xrs.2817>

Marino, D. (2009). Aerosoles. Características. Transporte de partículas. 30–107.

Minambiente. (2019). Empresas registradas fertilizantes junio 11 de 2019.

Ministerio de Ambiente Vivivenda y Desarrollo Territorial. (2010). Manual de diseño de sistemas de vigilancia de la calidad del aire. Protocolo Para El Monitoreo y Seguimiento de La Calidad Del Aire, 137.

Morales, M. (2018). Contribución de fuentes particulares a Material Particulado en el corregimiento la Loma , Zona Minera del Cesar Marjolyne Morales Fontalvo Trabajo Final de Maestría para optar el título de : Magister en Ingeniería Ambiental Director : Néstor Y .

Rojas , P.

Morera-Gómez, Y., Elustondo, D., Lasheras, E., Alonso-Hernández, C. M., & Santamaría, J. M.

(2018a). Chemical characterization of PM₁₀ samples collected simultaneously at a rural and an urban site in the Caribbean coast: Local and long-range source apportionment.

Atmospheric Environment, 192(July), 182–192.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.058>

Morera-Gómez, Y., Elustondo, D., Lasheras, E., Alonso-Hernández, C. M., & Santamaría, J. M.

(2018b). Chemical characterization of PM₁₀ samples collected simultaneously at a rural and an urban site in the Caribbean coast: Local and long-range source apportionment.

Atmospheric Environment, 192, 182–192. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.058>

Mugica, V., Ortiz, E., Molina, L., De Vizcaya-Ruiz, A., Nebot, A., Quintana, R., ... Alcántara,

E. (2009). PM composition and source reconciliation in Mexico City. Atmospheric

Environment, 43(32), 5068–5074. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.051>

Murillo, J. H., Roman, S. R., Rojas Marin, J. F., Ramos, A. C., Jimenez, S. B., Gonzalez, B. C.,

& Baumgardner, D. G. (2013). Chemical characterization and source apportionment of

PM₁₀ and PM_{2.5} in the metropolitan area of Costa Rica, Central America. Atmospheric

Pollution Research, 4(2), 181–190. <https://doi.org/10.5094/APR.2013.018>

Nasibeh, Mohsen, S., Amini, Babak, Sadeghian, Dongsheng, ... Fang, L. (2018). Heavy metals

and their source identification in particulate matter (PM_{2.5}) in Isfahan City, Iran. Journal

of Environmental Sciences (China), 72, 166–175. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.01.002>

Ni, M., Huang, J., Lu, S., Li, X., Yan, J., & Cen, K. (2014). A review on black carbon emissions,

worldwide and in China. Chemosphere, 107, 83–93.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.052>

OMS. (2005). Actualización mundial 2005. 1–21.

OPS. (2005). Evaluación de los Efectos de la Contaminación del Aire en la Salud de América Latina y el Caribe. In Organización Panamericana de la Salud.

Ordóñez-Aquino, C., & Sánchez-Ccoyllo, O. (2017). Characterization of the PM_{2.5} chemical - morphological in Lima metropolitan with scanning electronic microscopy (SEM) (In Spanish). *Acta Nova*, 8, 397–420.

Ordoñez-Sánchez, Y. C., Reinos-Valladares, M., Hernández-Garcés, A., & Canciano-Fernández, J. (2018). Aplicación de modelos simplificados para la dispersión de contaminantes atmosféricos. Caso de estudio. *Revista Cubana de Química*, 30(1), 90–103.

Otero, P. A. (2011). Documento de Economía Regional. El puerto de Barranquilla: retos y recomendaciones. *Banco de La Republica*, 141, 20–48.

Pachón, J. E., Galvis, B., Lombana, O., Carmona, L. G., Fajardo, S., Rincón, A., ... Henderson, B. (2018). Development and evaluation of a comprehensive atmospheric emission inventory for air quality modeling in the megacity of Bogotá. *Atmosphere*, 9(2), 1–17.
<https://doi.org/10.3390/atmos9020049>

Palomino, G. G. (2019). Capítulo 4. Motores Lineales de Imanes Permanentes, 79–124.
<https://doi.org/10.2307/j.ctvckq874.7>

Paper, C. (2015). Caracterización de emisiones atmosféricas por fuentes fijas industriales del Distrito de. (August 2013). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1941.1047>

Parra, A. Q., & Monica Juliana Quijano Vargas Jose Antonio Martínez. (2010). Physico-chemical character of the suspended particles and matter fractioned in the air (PM 2.5) in

Pamplona, (Northern Santander, Colombia) the city's air.

Paull, B., & Nesterenko, P. N. (2013). Ion Chromatography. In Liquid Chromatography:

Fundamentals and Instrumentation. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415807-8.00008-0>

Pedro, J., Márgez, F., Sukla, M. K., Wang, J., & Arratia, C. H. (2011). Material particulado

dispersado al aire por vehículos en caminos agrícolas no pavimentados. *Terra*

Latinoamericana, 29(1), 23–34.

Perrone, M. G., Vratolis, S., Georgieva, E., Török, S., Šega, K., Veleva, B., ... Belis, C. A.

(2018). Sources and geographic origin of particulate matter in urban areas of the Danube macro-region: The cases of Zagreb (Croatia), Budapest (Hungary) and Sofia (Bulgaria).

Science of the Total Environment, 619–620, 1515–1529.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.092>

Pey, J. (2007). CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LOS AEROSOL

ATMOSFÉRICOS EN EL MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL.

Pillai, P. S., Suresh Babu, S., & Krishna Moorthy, K. (2002). A study of PM, PM10 and PM2.5

concentration at a tropical coastal station. *Atmospheric Research*, 61(2), 149–167.

[https://doi.org/10.1016/S0169-8095\(01\)00136-3](https://doi.org/10.1016/S0169-8095(01)00136-3)

Police, S., Sahu, S. K., Tiwari, M., & Pandit, G. G. (2018). Chemical composition and source

apportionment of PM 2.5 and PM 2.5–10 in Trombay (Mumbai, India), a coastal industrial area. *Particuology*, 37, 143–153. <https://doi.org/10.1016/j.partic.2017.09.006>

Puliafito, S. E., Castro, F., & Allende, D. (2011). Air-quality impact of PM10 emission in urban

centres. *International Journal of Environment and Pollution*, 46(3/4), 127.

<https://doi.org/10.1504/IJEP.2011.045476>

- Putaud, J. P., Van Dingenen, R., Alastuey, A., Bauer, H., Birmili, W., Cyrys, J., ... Raes, F. (2010). A European aerosol phenomenology - 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. *Atmospheric Environment*, 44(10), 1308–1320. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.12.011>
- Qiao, T., Zhao, M., Xiu, G., & Yu, J. (2016). Simultaneous monitoring and compositions analysis of PM1 and PM2.5 in Shanghai: Implications for characterization of haze pollution and source apportionment. *Science of the Total Environment*, 557–558, 386–394. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.095>
- Qu, C., Gri, P., & Duk, P. R. (2006). Material Particulado Pm10 De La.
- Querol, X., Alastuey, A., De La Rosa, J., Sánchez-De-La-Campa, A., Plana, F., & Ruiz, C. R. (2002). Source apportionment analysis of atmospheric particulates in an industrialised urban site in southwestern Spain. *Atmospheric Environment*, 36(19), 3113–3125. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00257-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00257-1)
- Querol, X., Alastuey, A., Rodriguez, S., Plana, F., Ruiz, C. R., Cots, N., ... Puig, O. (2001). PM10 and PM2.5 source apportionment in the Barcelona Metropolitan area, Catalonia, Spain. *Atmospheric Environment*, 35(36), 6407–6419. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00361-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00361-2)
- Ramírez, O; Sánchez, A; Amato, F; Catacolí, R; Rojas, N; De la Rosa, J. (2018). Chemical composition and source apportionment of PM 10 at an urban background site in a high–altitude Latin American megacity (Bogota, Colombia). *Environmental Pollution*, 233, 142–155. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.045>
- Ramírez, M. C., Berdejo, J., & Saltarín, M. (2018). Informe Anual De Calidad de Aire de

Barranquilla, 2018.

Ramírez, O., Sánchez de la Campa, A. M., & de la Rosa, J. (2018). Characteristics and temporal variations of organic and elemental carbon aerosols in a high–altitude, tropical Latin American megacity. *Atmospheric Research*, 210(August 2017), 110–122.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.04.006>

Rauda L. Mariani, W. Z. de M. (2007). PM_{2.5-10}, PM_{2.5} and associated water-soluble inorganic species at a coastal urban site in the metropolitan region of Rio de Janeiro. *Atmospheric Environment*, 41(13), 2887–2892. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.12.009>

Reff, A., Eberly, S. I., & Bhawe, P. V. (2007). Receptor modeling of ambient particulate matter data using positive matrix factorization: Review of existing methods. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 57(2), 146–154.
<https://doi.org/10.1080/10473289.2007.10465319>

Richardson, Calire; Rutherford, Shannon; Agranovski, I. (2016). Characterisation of particulate emissions from Australian open cut coal mines: towards improved emission estimates. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 9129(November), 0–31.
<https://doi.org/10.1080/87559129.2016.1261298>

Rocha, P. (1994). Conceptos básicos, modelos y simulación. *Modelos Digitales Del Terreno*, 122. Retrieved from <http://www6.uniovi.es/~feli/CursoMDT/CursoMDT.html>

Rojano, R., Arregoces, H., & Restrepo, G. (2014). Composición elemental y fuentes de origen de partículas respirables (PM₁₀) y Partículas Suspendidas Totales (PST) en el Área Urbana de la Ciudad de Riohacha, Colombia. *Informacion Tecnologica*, 25(6), 3–12.
<https://doi.org/10.4067/S0718-07642014000600002>

- Rugeles Ahumada, S. R., & Silva Tibabija, A. S. (2017). Estimación de la contribución de las fuentes emisoras de material particulado pm 10 empleando modelos receptores en la zona atmosférica de la universidad de la costa cuc. 111. Retrieved from [http://repositorio.cuc.edu.co/bitstream/handle/11323/342/1044429575 - 1140871213.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.cuc.edu.co/bitstream/handle/11323/342/1044429575-1140871213.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Salvador, P., & Artiñano, B. (2000). Evaluación de la contaminación atmosférica producida por partículas en suspensión en las redes de calidad del aire de la Comunidad de Madrid. Informes Tecnicos Ciemat, 921, 146. Retrieved from http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/38/106/38106963.pdf
- Salvador, Pedro, Artiñano, B., Querol, X., Alastuey, A., & Costoya, M. (2007). Characterisation of local and external contributions of atmospheric particulate matter at a background coastal site. *Atmospheric Environment*, 41(1), 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.08.007>
- Santos J. (2012). Diganostico Nacional de Salud Ambiental, República de Colombia Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Retrieved from [https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/INEC/IGUB/Diagnostico de salud Ambiental compilado.pdf](https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/INEC/IGUB/Diagnostico%20de%20salud%20Ambiental%20compilado.pdf)
- Saraga, D. E., Tolis, E. I., Maggos, T., Vasilakos, C., & Bartzis, J. G. (2019). PM2.5 source apportionment for the port city of Thessaloniki, Greece. *Science of the Total Environment*, 650, 2337–2354. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.250>
- Scerri, M. M., Kandler, K., & Weinbruch, S. (2016). Disentangling the contribution of Saharan dust and marine aerosol to PM10 levels in the Central Mediterranean. *Atmospheric*

- Environment, 147, 395–408. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.10.028>
- Schneider, P., Castell, N., Vogt, M., Dauge, F. R., Lahoz, W. A., & Bartonova, A. (2017). Mapping urban air quality in near real-time using observations from low-cost sensors and model information. *Environment International*, 106(May), 234–247. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.05.005>
- Shi, G. L., Tian, Y. Z., Ma, T., Song, D. L., Zhou, L. D., Han, B., ... Russell, A. G. (2017). Size distribution, directional source contributions and pollution status of PM from Chengdu, China during a long-term sampling campaign. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 56, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.08.017>
- Silva, A., & Arcos, D. (2011). Aplicación del programa AERMOD para modelar dispersión de PM10 emitido por equipos de calefacción a leña en la ciudad de Constitución. *Obras y Proyectos*, (9), 4–10. <https://doi.org/10.4067/s0718-28132011000100001>
- Simioni, D. (2003). Contaminación Atmosférica y conciencia ciudadana. Retrieved from https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/2351/1/S02121026_es.pdf
- Song, X., Yang, S., Shao, L., Fan, J., & Liu, Y. (2016). PM10 mass concentration, chemical composition, and sources in the typical coal-dominated industrial city of Pingdingshan, China. *Science of the Total Environment*, 571, 1155–1163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.115>
- Taghvaei, S., Sowlat, M. H., Mousavi, A., Hassanvand, M. S., Yunesian, M., Naddafi, K., & Sioutas, C. (2018). Source apportionment of ambient PM2.5 in two locations in central Tehran using the Positive Matrix Factorization (PMF) model. *Science of the Total Environment*, 628–629(1547), 672–686. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.096>

- Tan, J., Duan, J., Zhen, N., He, K., & Hao, J. (2016). Chemical characteristics and source of size-fractionated atmospheric particle in haze episode in Beijing. *Atmospheric Research*, 167, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.06.015>
- Tao, J., Gao, J., Zhang, L., Zhang, R., Che, H., Zhang, Z., ... Hsu, S. C. (2014). PM_{2.5} pollution in a megacity of Southwest China: Source apportionment and implication. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(16), 8679–8699. <https://doi.org/10.5194/acp-14-8679-2014>
- Tao, Jun, Zhang, L., Zhang, R., Wu, Y., Zhang, Z., Zhang, X., ... Zhang, Y. (2016). Uncertainty assessment of source attribution of PM_{2.5} and its water-soluble organic carbon content using different biomass burning tracers in positive matrix factorization analysis - a case study in Beijing, China. *Science of the Total Environment*, 543(7), 326–335. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.057>
- Tasić, M., Mijić, Z., Rajić, S., Stojić, A., Radenković, M., & Joksić, J. (2009). Source apportionment of atmospheric bulk deposition in the Belgrade urban area using Positive Matrix factorization. *Journal of Physics: Conference Series*, 162. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/162/1/012018>
- Terzi, E., Argyropoulos, G., Bougatioti, A., Mihalopoulos, N., Nikolaou, K., & Samara, C. (2010). Chemical composition and mass closure of ambient PM₁₀ at urban sites. *Atmospheric Environment*, 44(18), 2231–2239. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.02.019>
- Thermo Scientific. (2015). Partisol 2000 i Air Sampler / Partisol 2000 i -D Dichotomous Air Sampler. (110735).
- Tsyro, S. G. (2004). To what extent can aerosol water explain the discrepancy between model

calculated and gravimetric PM₁₀ and PM_{2.5}? Atmospheric Chemistry and Physics

Discussions, 4(5), 6025–6066. <https://doi.org/10.5194/acpd-4-6025-2004>

UNED. (2001). ESPECTROMETRÍA DE FLUORESCENCIA DE RAYOS X.

US-EPA. (2014). EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and. 136.

Retrieved from [https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-02/documents/pmf_5.0_user_guide.pdf)

[02/documents/pmf_5.0_user_guide.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-02/documents/pmf_5.0_user_guide.pdf)

Valencia, A, Castaño, R., Sánchez, A., Bonilla, M., & Buitrago, C. (2010). Gestión de la contaminación ambiental : cuestión de corresponsabilidad. Revista de Ingeniería, 30, 90–99. <https://doi.org/10.1200/JCO.2003.01.143>

Valencia, Alexander, Castaño, R. S., Sánchez, A., & Bonilla, M. (2010). Gestión de la contaminación ambiental : cuestión de corresponsabilidad. Revista de Ingeniería, 30, 90–99.

Vallius, M., Lanki, T., Tiittanen, P., Koistinen, K., Ruuskanen, J., & Pekkanen, J. (2003). Source apportionment of urban ambient PM_{2.5} in two successive measurement campaigns in Helsinki, Finland. Atmospheric Environment, 37(5), 615–623. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00925-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00925-1)

Van den Bossche, J., Peters, J., Verwaeren, J., Botteldooren, D., Theunis, J., & De Baets, B. (2015). Mobile monitoring for mapping spatial variation in urban air quality: Development and validation of a methodology based on an extensive dataset. Atmospheric Environment, 105, 148–161. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.017>

Vélez-Pereira, A. M., & Vergara, E. (2013). Caracterización de emisiones atmosféricas por fuentes fijas industriales del distrito de Barranquilla, Colombia. Memorias Del IV Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad Del Aire y Salud Pública, (July), 1176–

1187. <https://doi.org/978-958-8572-90->

Vélez, A., Mejía, M., Salcedo, Y., & Y., C. (2009). Emisiones atmosféricas de origen biológico: generalidades , impactos asociados y medidas de control de aerosoles fungi. *ReˆTakvn*, II(1), 19–32.

Vengoechea, A. M., Rojano, R. E., & Arregoces, H. A. (2018). Dispersión y Concentración de Aerosoles Marinos PM 10 en una Ciudad Costera del Caribe. *Información Tecnológica*, 29(6), 123–130. <https://doi.org/10.4067/s0718-07642018000600123>

Viana, M., Kuhlbusch, T. A. J., Querol, X., Alastuey, A., Harrison, R. M., Hopke, P. K., ... Hitzenberger, R. (2008). Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results. *Journal of Aerosol Science*, 39(10), 827–849. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2008.05.007>

Viana, M., Querol, X., Alastuey, A., Gil, J. I., & Menéndez, M. (2006). Identification of PM sources by principal component analysis (PCA) coupled with wind direction data. *Chemosphere*, 65(11), 2411–2418. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.04.060>

Vivar, E. (2014). CUANTIFICACIÓN DE MATERIAL PARTICULADO PM10 Y SU EFECTO TOXICOLÓGICO-AMBIENTAL, EN LA CIUDAD DE AZOGUES.

Wang, W., Yu, J., Cui, Y., He, J., Xue, P., Cao, W., ... Wang, Y. (2018). Characteristics of fine particulate matter and its sources in an industrialized coastal city, Ningbo, Yangtze River Delta, China. *Atmospheric Research*, 203, 105–117. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.11.033>

Wang, X., Bi, X., Sheng, G., & Fu, J. (2006). Chemical composition and sources of PM10 and PM2.5 aerosols in Guangzhou, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 119(1–

3), 425–439. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9034-3>

Wang, Y., Zhuang, G., Sun, Y., & An, Z. (2006). The variation of characteristics and formation mechanisms of aerosols in dust, haze, and clear days in Beijing. *Atmospheric Environment*, 40(34), 6579–6591. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.05.066>

Wu, X., Vu, T. V., Shi, Z., Harrison, R. M., Liu, D., & Cen, K. (2018). Characterization and source apportionment of carbonaceous PM_{2.5} particles in China - A review. *Atmospheric Environment*, 189, 187–212. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.06.025>

X. Querol, A. Alastuey, T. Moreno, M.M. Viana, S. Castillo, J. Pey, S. Rodríguez, A. Cristóbal, S. Jiménez, M. Pallarés, J. de la Rosa, B. Artíñano, P. Salvador, M. Sánchez, S. García Dos Santos, M.D. Herce Garraleta, R. Fernández-Patier, S. Moreno-Grau, L. N., & M.C. Minguillón, E. Monfort, M.J. Sanz, R. Palomo-Marín, E. Pinilla-Gil, E. C. (2006). *Material Particulado En España : Niveles , Composición*. 41.

Xue, F., Kikumoto, H., Li, X., & Ooka, R. (2018). Bayesian source term estimation of atmospheric releases in urban areas using LES approach. *Journal of Hazardous Materials*, 349(January), 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.01.050>

Yao, L., Yang, L., Yuan, Q., Yan, C., Dong, C., Meng, C., ... Wang, W. (2016). Sources apportionment of PM 2.5 in a background site in the North China Plain. *Science of the Total Environment*, 541, 590–598. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.123>

Yin, J., & Harrison, R. M. (2008). Pragmatic mass closure study for PM_{1.0}, PM_{2.5} and PM₁₀ at roadside, urban background and rural sites. *Atmospheric Environment*, 42(5), 980–988. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.10.005>

Zafra Mejía, C. A., Rodríguez Chitiva, L. G., & Torres Cabrera, Y. A. (2013). Metales pesados

asociados con las partículas atmosféricas y sedimentadas de superficies viales: Soacha (Colombia). *Revista Científica*, 1(17), 113. <https://doi.org/10.14483/23448350.4571>

Zárate, E., Belalcázar, L., Clappier, A., Manzi, V., & Van den Bergh, H. (2007). Air quality modelling over Bogota, Colombia: Combined techniques to estimate and evaluate emission inventories. *Atmospheric Environment*, 41(29), 6302–6318. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.03.011>

Zhou, W., Wang, Q., Zhao, X., Xu, W., Chen, C., Du, W., ... Sun, Y. (2018). Characterization and source apportionment of organic aerosol at 260gm on a meteorological tower in Beijing, China. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(6), 3951–3968. <https://doi.org/10.5194/acp-18-3951-2018>

Zhu, Y., Huang, L., Li, J., Ying, Q., Zhang, H., Liu, X., ... Hu, J. (2018). Sources of particulate matter in China: Insights from source apportionment studies published in 1987–2017. *Environment International*, 115(December 2017), 343–357. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.037>